Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) ocorrentes em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil

Vanessa Schaeffer Pedrotti[1,3], Marcelo Pereira de Barros[1],

Helena Piccoli Romanowski[2] & Cristiano Agra Iserhard[2]

[1]Laboratório de Zoologia, Universidade Feevale, Campus II, RS-239, 2755, Novo Hamburgo, RS, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia,
Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS,
Av. Bento Gonçalves, n. 9500, Prédio 43435, laboratório 218, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil
[3]Autor para correspondência: Vanessa Schaeffer Pedrotti, e-mail: vanessapedrotti@gmail.com

PEDROTTI, V.S., BARROS, M.P., ROMANOWSKI, H.P. & ISERHARD, C.A. **Occurrence of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in a fragment of Araucaria Moist Forest in Rio Grande do Sul State, Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03011012011.

Abstract: This study aimed to contribute to the knowledge of fruit-feeding butterflies in different habitats in a fragment of Araucaria Moist Forest, located in São Francisco de Paula municipality, in the Northeast region of Rio Grande do Sul State. The samples were carried out monthly between March 2008 and February 2009 in two transects. Eight bait traps with fermented banana and sugar cane juice were placed in each transect per sample occasion. After a total of 5760 sampling hours 30 fruit-feeding butterfly species were recorded belonging to three subfamilies and six tribes. Three species are new records for Araucaria Moist Forest in Rio Grande do Sul: *Prepona pylene pylene*, *Narope cyllastros* and *Opoptera sulcius*, the latter being recorded previously in the southeast region in this state.
Keywords: *Araucaria Forest, similarity, Southern Brazil, species richness.*

PEDROTTI, V.S., BARROS, M.P., ROMANOWSKI, H.P. & ISERHARD, C.A. **Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) ocorrentes em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03011012011.

Resumo: O presente estudo tem como objetivo contribuir para o conhecimento das borboletas frugívoras em diferentes ambientes de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no município de São Francisco de Paula, região Nordeste do Rio Grande do Sul. As amostragens foram realizadas mensalmente entre março de 2008 e fevereiro de 2009 em duas transecções. Em cada transecção foram colocadas oito armadilhas atrativas fermentadas com banana e caldo de cana ao longo de três dias por ocasião amostral. Após um total de 5760 horas de amostragem foram registradas 30 espécies pertencentes a três subfamílias e seis tribos de borboletas frugívoras. Três espécies são novos registros para a Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul: *Prepona pylene pylene*, *Narope cyllastros* e *Opoptera sulcius*, tendo esta última registro publicado para a região sudeste do estado.
Palavras-chave: *Floresta com Araucária, similaridade, Sul do Brasil, riqueza de espécies.*

Introdução

O isolamento de remanescentes florestais através da fragmentação dos ambientes pode acontecer a partir de atividades antrópicas. Ambientes extensos e não perturbados são divididos em fragmentos, isolados uns dos outros por cidades, estradas e áreas agrícolas. A perturbação gerada pela fragmentação pode modificar a comunidade original de várias formas, usualmente com efeitos sobre a riqueza e a composição das espécies (Schoereder et al. 2003).

Os artrópodes estão sendo cada vez mais utilizados para avaliar a diversidade e a composição de espécies de hábitats ou fisionomias distintas, respondendo a diferentes regimes de perturbação ou manejo (Lewinsohn et al. 2005). Inventários de borboletas são úteis para estudos de diversidade e conservação, podendo o grupo funcionar como bom e rápido indicador de parâmetros ambientais e continuidade de ecossistemas e paisagens (Brown & Freitas 1999).

As borboletas frugívoras fazem parte da família Nymphalidae (Lamas 2004), e pertencem a quatro subfamílias: Biblidinae, Charaxinae, Nymphalinae e Satyrinae (Wahlberg et al. 2009). Os ninfalídeos frugívoros, na fase adulta, obtêm seus nutrientes alimentando-se de suco de frutas caídas e fermentadas (DeVries & Walla 2001), e perfazem entre 40-55% do total de espécies de Nymphalidae em ambientes tropicais (DeVries et al. 1999, DeVries & Walla 2001). A amostragem com borboletas frugívoras apresenta algumas vantagens práticas, que facilitam o estudo de suas populações. Elas são facilmente capturadas em armadilhas contendo isca fermentada, de modo que o estudo pode ser simultâneo e o esforço amostral padronizado em diferentes áreas (Uehara-Prado et al. 2005).

Até a década de noventa, a maioria dos trabalhos existentes sobre borboletas no Rio Grande do Sul haviam sido desenvolvidos com metodologias não detalhadas e padronizadas. Os dados fornecidos eram incompletos, esparsos e fragmentários (Romanowski & Buss 1997). Atualmente, em determinadas regiões, ainda são escassas as informações sobre a fauna de borboletas. Trabalhos realizados, geralmente, incluem listagens de espécies através de revisões de coleções científicas, deixando muitas vezes de contemplar informações importantes a respeito do local, períodos precisos de coleta e esforço amostral empregado (Iserhard & Romanowski 2004).

O planalto das araucárias, conhecido no Rio Grande do Sul como Campos de Cima da Serra e classificado geomorfologicamente como planalto meridional, compreende uma formação natural de coxilhas recobertas por campos e matas com dominância fisionômica da espécie arbórea *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze. (Boldrini et al. 2008). A Floresta Ombrófila Mista ou Floresta com Araucária sofreu nos primeiros anos do século XX um intenso desmatamento, exploração de madeireiros, queimadas, substituição da vegetação por pastagens, agricultura, reflorestamentos e ocupação antrópica através de zonas urbanas. Tudo isto provocou uma drástica redução na área das florestas originais, sendo que as distribuições espaciais desses remanescentes apresentam-se dispersos em pequenos e médios fragmentos florestais (Medeiros et al. 2005).

Na região do planalto das araucárias, no município de São Francisco de Paula, foram realizados inventários de borboletas das famílias Nymphalidae, Pieridae, Papilionidae e Lycaenidae no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata (Teston & Corseuil 1999, 2000, 2002, Corseuil et al. 2004). Porém tais estudos não detalham o esforço amostral empregado e nem informações a cerca dos locais estudados. Mais recentemente, Romanowski et al. (2009) e Iserhard et al. (2010) estudaram ao longo de pelo menos quatro anos de amostragem as borboletas das superfamílias Papilionoidea e Hesperioidea em diferentes ambientes na Floresta Nacional de São Francisco de Paula e áreas de Campos de Altitude adjacentes.

Entretanto, não há trabalhos específicos publicados para a guilda de borboletas frugívoras utilizando a técnica de armadilhas atrativas com amostragem padronizada no Rio Grande do Sul. Isto acarreta em uma subamostragem desta fauna e desconsidera importantes informações a respeito da riqueza de espécies e composição desta guilda em ecossistemas nativos do Rio Grande do Sul. A partir disto, o presente estudo visa fornecer uma listagem de espécies de borboletas frugívoras em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista e verificar a composição desta assembléia em diferentes ambientes.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A área de estudo localiza-se na região Nordeste do Rio Grande do Sul, município de São Francisco de Paula (29° 26' 37'' S e 50° 34' 33'' W), fazendo parte do planalto das araucárias. Apresenta um mosaico de vegetação de Floresta Ombrófila Mista com Campos de Altitude. O clima é do tipo temperado (Cfb) com temperatura média anual de 14,5 ºC e altitude média de 900 m. A pluviosidade é regularmente distribuída durante todo ano, sendo o valor médio anual 2162 mm (Maluf 2000).

O estudo foi desenvolvido na propriedade do Hotel Veraneio Hampel (29° 26' 33''S e 50º 36' 38''W) e compreende uma área de aproximadamente 22 ha de extensão territorial. O local da amostragem possui uma mata estimada em mais de 100 anos de idade, apresentando diferentes tipos de ambientes: floresta nativa com *Araucaria angustifolia*, campos, capoeiras e diferentes corpos d'água.

2. Caracterização dos ambientes

Foram selecionadas duas transecções, denominadas Trilha da Mata (TM) e Trilha do Lago (TL), que se caracterizam por disponibilizar distintos recursos para as espécies de borboletas. TM compreende aproximadamente 870 metros de extensão, apresentando uma vegetação arbórea fisionomicamente dominante de *Araucaria angustifolia* e a espécie abundante, do estrato arbustivo, o xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.). A trilha do lago apresenta cerca de 500 metros de extensão, caracterizando-se por ser um ambiente aberto composto de banhados com abundantes gramíneas, além de hortência (*Hydrangea macrophylla* (Thumb.) Ser., uma espécie exótica.

3. Coleta de dados

As amostragens, padronizadas com armadilhas atrativas, ocorreram mensalmente entre março de 2008 e fevereiro de 2009. As armadilhas consistem em um cilindro de voal branco, com 68 cm de altura e 25 cm de diâmetro. No interior da armadilha foi confeccionado um funil de voal de 19 cm de altura e 17 cm de diâmetro, para evitar possíveis fugas das borboletas (adaptado de Uehara-Prado et al. 2005). Este cilindro é fixado a uma base, que constitui-se de uma plataforma de tela soldada, por fios de nylon ficando uma abertura de aproximadamente 5 cm entre o cilindro e a base, sobre a qual era colocado um prato raso com isca. Em ambas as trilhas foram percorridos cerca de 500 m. Em cada trilha foram colocadas oito armadilhas, com espaçamento de 60 m entre elas a uma altura de 2,5 m do solo. As armadilhas foram colocadas ao entardecer e permaneceram montadas durante três dias. A isca utilizada foi uma mistura de banana fermentada com caldo de cana, preparada 48 horas antes do início das amostragens e substituídas a cada revisão de 24 horas. O número de horas de amostragem foi calculado multiplicando-se o número de armadilhas pelo número de dias de amostragem e pelo período de 10 horas (tempo ao longo de um dia que supõe-se que as borboletas estejam ativas e possam ser atraídas pela isca).

Para a identificação das espécies registradas foi utilizada bibliografia especializada (D'Abrera 1987, 1988; Canals 2003;

Uehara-Prado et al. 2004; Penz et al. 2007). A nomenclatura utilizada seguiu Lamas (2004) e Wahlberg et al. (2009).

As borboletas capturadas foram armazenadas em envelopes entomológicos para posterior montagem e identificação no Laboratório de Zoologia da Universidade Feevale. Os exemplares estão depositados na Coleção de Referência de Lepidoptera do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS.

4. Análise dos dados

Os dados foram analisados através da riqueza específica (S) e abundância (N). Foi calculada a curva de suficiência amostral através do software EstimateS 8.0 (Colwell 2007). A comparação entre as transecções foi realizada através da análise qualitativa (Jaccard) e quantitativa (Morisita) de similaridade pelo software PAST versão 1.43 (Hammer et al. 2001). Para confirmação dos novos registros para a região de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul foram consultados os trabalhos de Teston & Corseuil (2002), Romanowski et al. (2009) e Iserhard et al. (2010). Para permitir a comparacão, com outros estudos, da riqueza relativa por subfamílias de Nymphalidae, Satyrinae está representada apenas pela tribo Satyrini e Morphinae é composta pelas tribos Morphini e Brassolini. A espécie *Eunica eburnea* Fruhstorfer,1907 foi registrada próxima a uma armadilha, sendo excluída da análise de dados.

Resultados e Discussão

Com um total de 5.760 horas de amostragem, foram registradas 30 espécies de borboletas frugívoras pertencentes a três subfamílias de Nymphalidae (Tabela 1). A subfamília com maior riqueza foi Satyrinae (19) seguida de Charaxinae (6) e Biblidinae (5). Segundo DeVries

Tabela 1. Lista de espécies de borboletas frugívoras registradas na propriedade do Hotel Veraneio Hampel, São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, entre março de 2008 a fevereiro de 2009. (TM) Trilha da Mata; (TL) Trilha do Lago. *Novos registros para a Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul.

Table 1. Species list of fruit-feeding butterflies recorded in Veraneio Hampel Hotel, São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, between March 2008 to February 2009. (TM) Forest Transect; (TL) Lake Transect. *New records for Araucaria Moist Forest in Rio Grande do Sul.

	Táxon		TM	TL
	Nymphalidae			
	Biblidinae			
	Biblidini	*Catonephele sabrina* (Hewitson, 1852)	-	X
		Epiphile hubneri Hewitson, 1861	X	X
		Epiphile orea orea (Hübner, 1823)	-	X
		Eunica eburnea Fruhstorfer, 1907	-	X
		Hamadryas epinome (C. Felder & R. Felder, 1867)	-	X
	Charaxinae			
	Preponini	*Archaeoprepona amphimachus pseudomeander* (Fruhstorfer, 1906)	X	X
		Archaeoprepona chalciope (Hübner, 1823)	X	X
*		*Prepona pylene pylene* Hewitson, 1854	X	-
	Anaeini	*Memphis hirta* (Weymer, 1907)	X	X
		Memphis moruus stheno (Prittwitz, 1865)	X	X
		Zaretis strigosus (Gmelin, 1790)	X	X
	Satyrinae			
	Brassolini	*Blepolenis bassus* (C. Felder & R. Felder, 1867)	-	X
		Caligo martia (Godart, [1824])	-	X
		Eryphanis reevesii (Doubleday, 1849)	X	X
*		*Narope cyllastros* Doubleday, 1849	X	X
		Opoptera fruhstorferi (Röber, 1896)	X	-
*		*Opoptera sulcius* (Staudinger, 1887)	-	X
	Morphini	*Morpho epistrophus catenaria* (Perry, 1811)	X	X
		Morpho portis thamyris (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	X
	Satyrini	*Capronnieria galesus* (Godart, [1824])	X	X
		Eteona tisiphone (Boisduval, 1836)	-	X
		Euptychoides castrensis (Schaus, 1902)	-	X
		Forsterinaria necys (Godart, [1824])	X	X
		Guaianaza pronophila (Butler, 1867)	X	X
		Hermeuptychia hermes (Fabricius, 1775)	-	X
		Moneuptychia paeon (Godart, [1824])	-	X
		Moneuptychia soter (Butler, 1877)	X	X
		Paryphthimoides phronius (Godart, [1824])	-	X
		Praepedaliodes phanias (Hewitson, 1862)	X	-
		Taygetis ypthima Hübner, 1821	X	X
	Riqueza de espécies		18	27

(1987), a grande diversidade de hábitats dos neotrópicos torna essa região a maior em riqueza de satiríneos no mundo, sendo considerado o maior grupo dentro de Nymphalidae (D'Abrera 1988). Das 30 espécies registradas três são novos registros para o município de São Francisco de Paula e para a Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul.

Comparando a riqueza relativa da guilda de frugívoras do presente estudo com outros realizados em diferentes regiões de Mata Atlântica no Brasil, em Floresta Ombrófila Densa para São Paulo (Uehara-Prado et al. 2004) e em Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul (Teston & Corseuil 2002, Iserhard et al. 2010), Satyrinae mostra-se a subfamília mais rica em todos os estudos (Tabela 2). Acredita-se que a grande representatividade de Satyrinae (Satyrini) esteja relacionada, também, com a distribuição homogênea entre paisagens que ocorre na maioria das espécies deste grupo (Uehara-Prado et al. 2005). Estudos em áreas do bioma Pampa e dos Campos de Cima da Serra, no Rio Grande do Sul, têm revelado íntima associação de alguns grupos desta subfamília com áreas de campo preservado (Morais et al. 2007, Grazia et al. 2008, Iserhard et al. 2010).

Apesar de Teston & Corseuil (2002) não utilizarem a metodologia de armadilhas padronizada no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, a representatividade de Biblidinae é igual ao presente estudo, e Morphinae aparece como sendo a segunda subfamília mais representativa. No trabalho de Iserhard et al. (2010), Bilbidinae é a segunda em representatividade, tal resultado pode ser explicado pelo uso de redes entomológicas como técnica de amostragem, o que pode facilitar a captura de espécie de Biblidinae em detrimento a Morphinae, de hábitos crepusculares e de maior dificuldade de captura com tal técnica. A proporção de riqueza de subfamílias deste último é muito semelhante com o encontrado por Uehara-Prado et al. (2004), que possui em sua metodologia de amostragem tanto armadilhas atrativas quanto rede entomológica. As armadilhas abrangem uma parcela da fauna de borboletas relativamente diferente uma vez que em estudo que contemplem apenas armadilhas atrativas, diferenças em representatividade de certos grupos de Nymphalidae podem ser encontrados.

Analisando o padrão de acúmulo de espécies (Figura 1), pode-se observar que a curva não atingiu a assíntota, indicando que possivelmente mais espécies ainda sejam encontradas na área estudada. Isto reflete a impossibilidade de inventariar toda a fauna de borboletas sem uma alta intensidade amostral (Brown & Freitas 2000) já que, em ambientes tropicais raramente a curva do coletor é estabilizada (Santos 2003). Mesmo assim ressalta-se a riqueza de espécies do presente estudo, pelo mesmo ter sido realizado em um fragmento relativamente pequeno de Floresta Ombrófila Mista e ter registrado mais espécies de borboletas frugívoras do que Teston & Corseuil (2002) e ter ficado próximo ao encontrado por Iserhard et al. (2010) na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, área muito maior e com variados ambientes de floresta com araucária e Campos de Cima da Serra em seu entorno.

Os índices de similaridade de Jaccard (0,48) e, principalmente, de Morisita (0,74) demonstram que entre TM e TL a composição da guilda de borboletas frugívoras é similar. Estes resultados indicam uma sobreposição das transecções, não havendo diferenças muito marcantes na fauna de borboletas entre os ambientes amostrados. Esta semelhança talvez se deva a proximidade entre as mesmas (apesar de serem fisionomicamente diferentes) possibilitando o deslocamento e ocupação das espécies de borboletas frugívoras nas transecções da mata e da área aberta circudante ao lago. Mesmo assim chamam atenção quatro espécies registradas para TL: *Hermeuptychia hermes* (Fabricius, 1775) é a terceira espécie mais abundantemente registrada para o Rio Grande do Sul e comumente encontrada em ambientes de campo (Morais et al. 2007), áreas abertas e secundárias; *Caligo martia* (Godart, 1824) é associada a matas nativas ou com reflorestamento de Araucária no Rio Grande do Sul (Romanowski et al. 2009). *Euptychoides castrensis* (Schaus, 1902) é uma espécie associada e muito abundante, principalmente, em ambientes de Floresta Ombrófila Mista no Estado, tendo sido anteriormente encontrada em São Francisco de Paula por Quadros et al. (2008) e Iserhard et al. (2010), e constituindo-se em um registro recente para o Rio Grande do Sul e *Opoptera sulcius* (Staudinger, 1887), considerada rara para o estado, possui registro apenas para a região sudeste no município de Pelotas e seus arredores (Biezanko 1960) e para a região de Floresta Ombrófila Densa no município de Maquiné (Iserhard, comunicação pessoal), foi registrada pela primeira vez na Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul.

Para TM duas espécies merecem destaque: *Opoptera fruhstorferi* (Röber,1896), por ser associada a ambientes com bom nível de conservação (Romanowski et al. 2009) e *Prepona pylene pylene* Hewitson,1854, que foi registrada novamente após muito tempo, pois possuía apenas dois registros históricos nos estudos de Mabilde (1896) e Fruhstorfer (1916).

Espécies que compartilharam os dois ambientes amostrados, consideradas abundantes em mata de araucária e associadas a interior e bordas das mesmas (Romanowski et al. 2009) foram *Morpho epistrophus catenaria* (Perry,1811) registrada, em geral, em ambientes de mata preservada e em ambientes secundários (Perry,1811) e *Memphis hirta* (Weymer,1907).

Borboletas frugívoras podem atuar como indicadoras de diversidade, estando correlacionadas positivamente à riqueza de espécies arbóreas (Uehara-Prado et al. 2005) e Nymphalidae pode ser considerada como descritora da riqueza de espécies de borboletas em comunidades tropicais (Brown & Freitas 2000). Apesar de o presente estudo ter sido realizado em um período relativamente curto de amostragem e a área contemplada ser pequena em face a representatividade da Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, a guilda de borboletas frugívoras mostrou-se rica, apresentando resultados inéditos, contribuindo com novos registros para a Floresta Ombrófila Mista, o que permite enfatizar a importância da preservação

Tabela 2. Riqueza de espécies relativa (%) por subfamília de borboletas frugívoras em diferentes regiões de Mata Atlântica no Brasil. Área de Floresta Ombrófila Densa: Morro Grande e Caucaia do Alto, São Paulo (MGCA) (Uehara-Prado et al. 2004); áreas de Floresta Ombrófila Mista no município de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul: Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata (PM) (Teston & Corseuil 2002); Floresta Nacional de São Francisco de Paula e entorno (FLONA) (Iserhard et al. 2010); Veraneio Hampel (VH). *Metodologia padronizada com isca de banana fermentada com caldo de cana. **Metodologias com diferentes tipos de amostragem. *** Metodologia de rede entomológica. [1]Morphinae representada pelas tribos Morphini e Brassolini. [2]Satyrinae representada pela tribo Satyrini.

Table 2. Species richness (%) of fruit-feeding butterfly subfamilies in different localities of Atlantic Forest in Brazil. Region of Atlantic Forest *stricto sensu*: Morro Grande and Caucaia do Alto, São Paulo State (MGCA) (Uehara-Prado et al. 2004); region of Araucaria Moist Forest in São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul State: Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata (PM) (Teston & Corseuil 2002); Floresta Nacional de São Francisco de Paula and boundaries (FLONA) (Iserhard et al. 2010); Veraneio Hampel Hotel (VH). *Samples with bait traps (banana and sugar cane juice). **Samples with different methods of sampling. ***Samples with entomological nets. [1]Morphinae represented by Morphini and Brassolini tribes. [2]Satyrinae represented by Satyrini tribe.

Subfamílias	MGCA**	PM**	FLONA***	VH*
Biblidinae	29	14	22	14
Charaxinae	15	14	13	21
Morphinae[1]	20	22	17	27
Nymphalinae	3	0	2	0
Satyrinae[2]	33	50	46	38

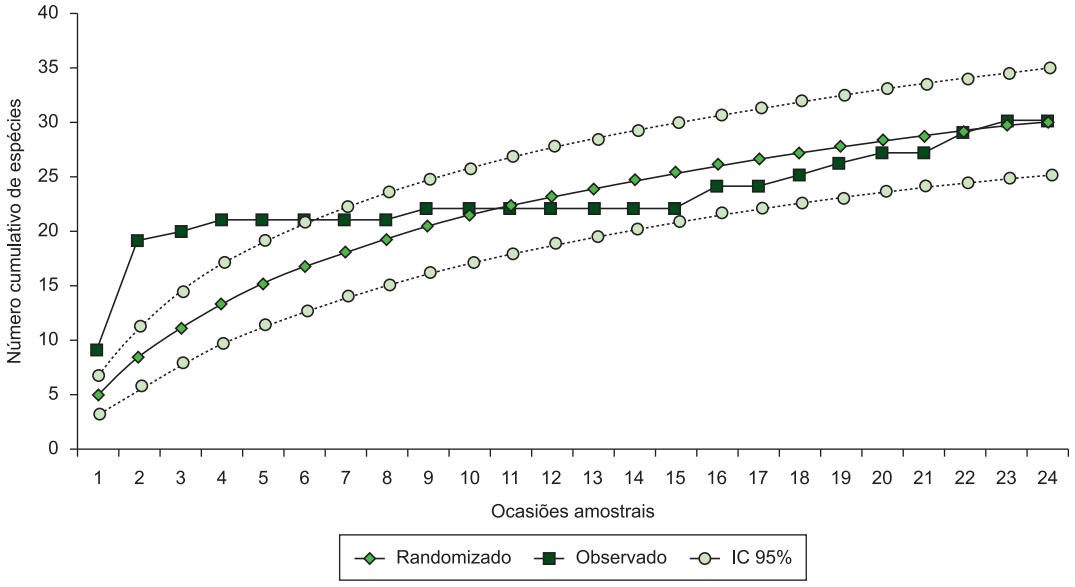

Figura 1. Curva de acúmulo de espécies de borboletas frugívoras registradas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Hotel Veraneio Hampel, Rio Grande do Sul, Brasil, entre março de 2008 e fevereiro de 2009.

Figure 1. Species accumulation curve of fruit-feeding butterflies recorded in a fragment of Araucaria Moist Forest in Veraneio Hampel Hotel, Rio Grande do Sul, Brazil, between March 2008 and February 2009.

deste fragmento para a região e para a Mata Atlântica do Rio Grande do Sul.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos professores e colegas da pesquisa dos Laboratórios de Zoologia e Botânica da Universidade Feevale. Agradecemos em especial a Priscilla Dupont, Camila Donin, Tassiana Gutierrez e Jeferson Timm, pela ajuda ao longo das amostragens. Aos pesquisadores do Laboratório de Ecologia de Insetos (UFRGS), pela ajuda no aperfeiçoamento amostral e identificação dos espécimes. Aos administradores e funcionários do Veraneio Hampel e a todos que possibilitaram a realização deste trabalho. Ao Dr. Olaf Mielke (UFPR) e a um revisor anônimo pela revisão do trabalho.

Referências Bibliográficas

BIEZANKO, C.M. 1960. IV. Satyridae, Morphidae et Brassolidae da Zona Sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol. Ser. A:1-13.

BOLDRINI, I.L., WAGNER, H.M.L. & EGGERS, L. 2008. Flora. In Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. (G. Bond-Buckup, ed.). Libretos, Porto Alegre, p.38-57.

BROWN, K.S. & FREITAS, A.V.L. 1999. Lepidoptera. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados Terrestres (C.R.F. Brandão & E.M. Cancello, ed.). FAPESP, São Paulo, p.225-245.

BROWN, K.S. & FREITAS, A.V.L. 2000. Atlantic Forest Butterflies: indicators for landscape conservation. Biotropica 32(4b):934-956.

CANALS, G.R. 2003. Mariposas de Misiones. L.O.L.A, Buenos Aires, 476p.

COLWELL, R.K. 2007. Estimates 8.0: statistical estimation of species richness and shared species from samples. University of Connecticut. http://viceroy.eeb.ucon.edu/estimates.

CORSEUIL, E., QUADROS, F.C., TESTON, J.A. & MOSER, A. 2004. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) coletadas no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata. 4: Lycaenidae. Divul. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS 9:(1)65-70.

D'ABRERA, B. 1987. Butterflies of the Neotropical region. Part IV. Nymphalidae (partim). Victoria, Hill House, p.528-678.

D'ABRERA, B. 1988. Butterflies of the Neotropical region. Part V. Nymphalidae (conc.) & Satyridae. Victoria, Hill House, p.680-877.

DEVRIES, P.J. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae and Nymphalidae. Princeton University Press, Princeton, 327p.

DEVRIES, P.J., WALLA, T.R. & GRENNEY, H.F. 1999. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. Biol. J. Linn. Soc. 68(3):333-353.

DEVRIES, P.J. & WALLA, T.R. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. Biol. J. Linn. Soc. 74:1-15.

FRUHSTORFER, H. 1916. *Prepona* e *Agrias*. In Die Gross-Schmetterlinge der Erde. Die Gross-Schmetterlinge des Amerikanischen Faunengebietes. Band 5 (A. Seitz, ed.). F. Lehman Verlag, Stuttgart, p.550-577.

GRAZIA, J., ROMANOWSKI, H.P., ARAÚJO, P.B., SCHWERTNER, C.F., ISERHARD, C.A., MOURA, L.A. & FERRO, V.G. 2008. Artrópodos terrestres. In Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra (G. Bond-Buckup, ed.). Libretos, Porto Alegre, p.76-97.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological statistics – PAST. Version 1.18. Disponível em: <http:/folk.uio.no/ohammer/past> (último acesso em 14/05/2010).

ISERHARD, C.A. & ROMANOWSKI, H.P. 2004. Lista de espécies de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea) da região do vale do Rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(3):649-662.

ISERHARD, C.A., QUADROS, M.T., ROMANOWSKI, H.P. & MENDONÇA JR, M.S. 2010. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 10(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?inventory+bn02910012010 (último acesso em 22/07/2010).

LAMAS, G. (ed.) 2004. Checklist: part 4A, Hesperioidea – Papilionoidea. In Atlas of Tropical Lepidoptera: checklist (J.B. Heppner, ed.). Association for Tropical Lepidoptera; Gainesville, Scientific Publishers, 439p.

LEWINSOHN, T.M., FREITAS, A.V.L. & PRADO, P.I. 2005. Conservation of terrestrial invertebrates and their habitats in Brazil. Conserv. Biol. 19(3):640-645.

MABILDE, A.P. 1896. Guia practica para os principiantes collecionadores de insectos, contendo a descrição fiel de perto de mil borboletas com 280 figuras lythographadas em tamanhos, formas e desenhos conforme o natural: estudo sobre a vida de insectos do Rio Grande do Sul e sobre a caça, classificação e conservação de uma colleção, mais ou menos regular. Gundlach Schuldt, Porto Alegre,238p.

MALUF, J.R.T. 2000. Nova classifição climática do Estado do Rio Grande do Sul. Rev. Bras. Agromet. 8(1):141-150.

MEDEIROS, J.D., SAVI, M. & BRITO, B.F.A. 2005. Seleção de áreas para criação de unidades de conservação na Floresta Ombrófila Mista. Biotemas 18(2):33-50.

MORAIS, A.B.B., ROMANOWSKI, H.P., ISERHARD, C.A., MARCHIORI, M.O. & SEGUI, R. 2007. Mariposas del Sur de Sudamérica (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea). Ciênc. Ambient. 35:29-46.

PENZ, C., GARZÓN, I. & MOHAMMADIN, N. 2007. PenzLab – University of New Orleans. Disponível em: <http://fs.uno.edu/cpenz/> (último acesso em 08/08/2009).

QUADROS, F.C., GIOVENARDI, R., RAPPA, N.S., MORENO, L.B. & CORSEUIL, E. 2008. Novo registro de Satiríneo (Lepidoptera, Nympalidae, Satyrinae) para o Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Biociências 16(2):142-144.

ROMANOWSKI, H.P. & BUSS, G. 1997. Biodiversidade: animais brasileiros em extinção. In Queridos animais: relações humanas e animais: novas áreas profissionais sob enfoque ecológico (A. Escoterguy, ed.). L&PM, Porto Alegre, p.61-85.

ROMANOWSKI, H.P., ISERHARD, C.A. & HARTZ, S.M. 2009. Borboletas da floresta com araucária. In Floresta de araucária*:* ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável (C.R. Fonseca, A.F. Souza, A.M. Leal-Zanchet, T. Dutra, A. Backes & G. Ganade, ed). Holos Editora, Ribeirão Preto, p.229-240.

SANTOS, J.A. 2003. Estimativa de riqueza em espécies. In Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre (L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, ed.). Editora da UFPR, Curitiba, p.1942.

SCHOEREDER, J.H., SPERBER, C.F., SOBRINHO, T.G., RIBAS, C.R., GALBIATI, C. & MADUREIRA, M.S. 2003. Por que a riqueza de espécies de insetos é menor em fragmentos menores? Processos locais e regionais. In Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação (V. Claudino-Sales, ed.). Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, p.31-38.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 1999. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 1. Papilionidae. Divul. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS 4:217-228.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2000. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 2. Pieridae. Divul. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS 5:143-155.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2002. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 3: Nymphalidae. Divul. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS 7:1-20.

UEHARA-PRADO, M., FREITAS, A.V.L., FRANCINI, R.B. & BROWN, K.S. 2004. Guia de borboletas frugívoras da Reserva Estadual do Morro Grande e Região de Caucaia do Alto, Cotia (São Paulo). Biota Neotrop. 4: http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/fullpaper?bn00504012004_1+pt (último acesso em 14/07/2008).

UEHARA-PRADO, M., BROWN, K.S. & FREITAS, A.V.L. 2005. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. J. Lepid. Soc. 59(2):96-106.

WAHLBERG, N., LENEVEU, J., KODANDARAMAIAH, U., PEÑA, C., NYLIN, S., FREITAS, A.V.L. & BROWER, A.V.Z. 2009. Nymphalid butterflies diversity following near demise at the Cretaceous/Tertiary boundary. Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 276:4295-4302.

Recebido em 02/10/2010
Versão reformulada recebida em 14/02/2011
Publicado em 02/03/2011

Aspectos biológicos de *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850 (Coleoptera, Scarabaeidae, Rutelinae)

Sérgio Roberto Rodrigues[1,2] & Josani da Silva Falco[1]

[1]Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS,
Rod. Aquidauana/CERA, Km 12, CEP 79200-000, Aquidauana, MS, Brasil
[2]Autor para correspondência: Sérgio Roberto Rodrigues, e-mail: sergio@uems.br

RODRIGUES, S.R. & FALCO, J.S. **Biological aspects of the Pelidnota fulva Blanchard, 1850 (Coleoptera, Scarabaeidae, Rutelinae)**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02311012011.

Abstract: Some species of Scarabaeidae present an important function in the decomposition and recycle of organic material and because there is little information on this group of insects, the objective of the present study was to evaluate the biological aspects of *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850. Determination of the period of occurrence was performed by capture of adults with a light trap and in laminated areas of the experimental farm belonging to the Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Brazil, from January 2008 to December 2009. After mating and obtaining of the eggs biological studies were initiated, in which the insects were maintained in an acclimatized chamber at 26 + 1 ºC with photophate for 12 hours. Adult occurrence was short in the field, being captured in October and November of 2008 and September and October of 2009. Eggs were obtained in the laboratory which possessed average dimensions of 2.5 × 1.9 mm, and after a few days the same dimensions averages 3.4 × 3.3 mm. The embryonic period lasted 15.1 days; the first, second and third instar larvae periods lasted 22.4, 36.9 and 209.7 days, respectively; and the pupa phase lasted 20.7 days. Average duration of the egg to adult cycle was 309.3 days, characterizing the species as univoltine. Adults possess longevity of 12.8 days. Mating was observed in the laboratory which presented minimal and maximal durations of 8 minutes and 1 hour and 13 minutes.
Keywords: *biological cycle, population dynamics, Rutelinae, Scarabaeoidea.*

RODRIGUES, S.R. & FALCO, J.S. **Aspectos biológicos de Pelidnota fulva Blanchard, 1850 (Coleoptera, Scarabaeidae, Rutelinae)**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02311012011.

Resumo: Algumas espécies de Scarabaeidae apresentam importante função na decomposição e reciclagem de material vegetal e como existem poucas informações sobre esse grupo de insetos, o presente trabalho teve por objetivo estudar os aspectos biológicos de *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850. A determinação do período de ocorrência foi realizada com coletas de adultos com armadilha luminosa e em fontes luminosas na fazenda experimental da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul de janeiro de 2008 a dezembro de 2009. Com a formação de casais e obtenção de ovos foram iniciados os estudos de biologia, sendo os insetos mantidos em câmara climatizada a 26 + 1 ºC, com fotofase de 12 horas. Os adultos ocorreram durante curto período de tempo em campo, pois foram coletados em outubro e novembro de 2008, e em setembro e outubro em 2009. Em laboratório foram obtidos ovos, os quais possuem dimensões médias 2,5 × 1,9 mm, e após alguns dias atingem as dimensões médias de 3,4 × 3,3 mm. O período embrionário durou 15,1 dias, as larvas de primeiro instar duraram 22,4 dias, as de segundo instar 36,9 dias e as de terceiro 209,7 dias, a fase de pupa durou 20,7 dias. A duração média do ciclo de ovo a adulto foi de 309,3 dias, caracterizando a espécie como univoltina. Os adultos possuem longevidade de 12,8 dias. Foram observadas cópulas no laboratório que duraram no mínimo oito minutos e no máximo 1 hora e 13 minutos.
Palavras-chave: *ciclo biológico, dinâmica populacional, Rutelinae, Scarabaeoidea.*

Introdução

Os Scarabaeidae apresentam grande importância para o meio ambiente onde se desenvolvem, pois as larvas de várias espécies se nutrem de material vegetal em decomposição, proporcionando a reciclagem de nutrientes. O mesmo acontece com as larvas de algumas espécies de *Pelidnota* MacLeay, 1819 (Morón 1976, Morón & Deloya 2002).

Flores et al. (2008) ao estudarem os Scarabaeidae de Villaflores, Xiapas, no México verificaram que os representantes de *Pelidnota* apresentam hábito xilofitófago. Neita et al. (2006) obtiveram larvas de *Pelidnota chiriquina* Bates, 1904 em troncos em decomposição de *Brosimum utile* (Kunt) (Moraceae) na Colômbia.

Hayes (1925) verificou que os adultos de *Pelidnota punctata* (Linn. 1758) alimentam-se de folhas de videiras, enquanto que as larvas desenvolvem-se em troncos caídos de árvores e sua ação acelera a decomposição do material vegetal. Os adultos dessa espécie segundo Buss (2006) são atraídos também por fontes luminosas na Flórida.

Para *Pelidnota* (*Pelidnota*) *virescens* Burmeister, 1844, Morón & Deloya (2002) realizaram a criação de larvas com fragmentos de madeira de *Annona* sp. (Annonaceae) em decomposição, e a larva de terceiro instar foi descrita por Morón (1976) no México. Os adultos de *P. virescens* alimentam-se de folhas de *Parkinsonia aculeata* (Fabaceae) e *Baccharis salicifolia* (Asteraceae) (Garcia et al. 2009).

Com armadilha luminosa Pardo-Locarno et al. (2005) coletaram *Pelidnota prasina* (Germar 1824), na Colômbia e Carrilo Ruiz & Morón (2003) coletaram *Pelidnota strigosa* Laporte, 1840 no México. Delgado-Castillo et al. (1988) relacionaram várias espécies de *Pelidnota* ocorrentes no México.

Paucar-Cabrera (2005) ao realizar a revisão da subfamília Rutelinae no Equador relacionou 22 espécies de *Pelidnota* ocorrendo nesse país. Maes et al. (1997) relacionaram 18 novas espécies de Scarabaeidae para a fauna da Nicarágua, incluindo *Pelidnota hirsutiphallica* Ratcliffe & Jameson, 1989. No Panamá, Ratcliffe (2002) e Hardy (1975) relacionam várias espécies de *Pelidnota* ocorrentes.

No Brasil poucos são os estudos conhecidos sobre os representantes de *Pelidnota*. Lordello (1951) coletou em Cordeirópolis, SP, adultos de *Pelidnota pallidipennis* Bates, 1904 alimentando-se de flores de plantas de roseira. Adultos de *Pelidnota unicolor* (Drury,1778), *P. sumptuosa* (Vig., 1825) e *P. testaceovirens* Blanchard, 1850 foram coletados em flores de *Matayba guianensis* Aubl. (Sapindaceae) em área de cerrado em Uberlândia, MG (Carvalho 2009). Silva et al. (1968) informam que adultos de *Pelidnota aeruginosa* L., 1758 alimentam-se de folhas de videira e flores e broto de vimeiro no Rio Grande do Sul, *P. pallidipennis* Bates, 1904 alimenta-se de folhas e flores de roseiras e açoita cavalo na BA, GO, MG, MT e SP, *P. rugulosa* Burmeister, 1844 consome folhas de *Cassia* sp., *P. sordida* Germar, 1824 alimenta-se de folhas e flores de roseira no RJ, *P. sumptuosa* (Vigors, 1825) alimenta-se de folhas e flores de roseira em SP e *P. zikani* Ohaus, 1922 alimenta-se de frutos de brinco de princesa em MG e RJ.

Bione et al. (2005) para realizarem a descrição do cariótipo de *P. pallidipennis* efetuaram coletas de adultos na floresta atlântica, no nordeste Brasileiro no Estado de Pernambuco próximo à Igarassú. Em Santa Bárbara, MG, com o uso de armadilhas luminosas, Freitas et al. (2002) coletaram em áreas de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden um adulto de *Pelidnota aeruginosa* (L., 1758).

Face aos poucos estudos relacionando os Scarabaeidae que auxiliam no processo de decomposição de materiais vegetais, foram desenvolvidos estudos dos aspectos biológicos de *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850 em Aquidauana, MS, a qual ocorre na Argentina, Bolívia, Paraguai e Brasil (Howden 1998, Blackwelder 1944), enquanto que Viana et al. (2001) obtiveram adultos dessa espécie com armadilha luminosa em Cruz das Almas, BA.

Material e Métodos

Os estudos foram desenvolvidos na Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, no município de Aquidauana, MS. De janeiro de 2008 a dezembro de 2009, adultos de *Pelidnota fulva* foram coletados diariamente com uso de armadilha luminosa, modelo "Luiz de Queiroz", instalada entre área de pastagem e culturas e quando começaram a ocorrer, iniciavam-se as observações no início do escurecer sob postes de luz, para coleta de adultos, tendo em vista a atratividade destes por fontes luminosas. Os adultos obtidos foram conduzidos para laboratório para observações de comportamento, e início dos estudos dos aspectos biológicos como descrito por Rodrigues et al. (2008b).

Foram formados 12 casais de *P. fulva* os quais permaneceram em seis recipientes de plástico (20 × 30 × 12 cm) contendo solo, material orgânico (restos vegetais em decomposição e pedaços de madeira) e húmus para que realizassem a cópula e oviposição. Cada um dos recipientes contendo dois machos e duas fêmeas, e envoltos com tecido de voal para contenção dos insetos, foram vistoriados semanalmente quanto à presença de ovos, os quais foram utilizados para dar início aos estudos de biologia.

Os ovos foram acondicionados em placas de Petri, sobre uma camada de solo e mantidos em câmara climatizada (26 ± 1ºC e 12 horas de fotofase) e a cada três dias vistoriava-se o material para registro da duração do período embrionário.

Com a eclosão das larvas, estas eram individualizadas e transferidas para recipientes de plástico de 500 mL, contendo solo, material vegetal em decomposição (restos vegetais em decomposição e pedaços de madeira) e húmus, onde formam criadas até a emergência dos adultos. A duração dos instares larvais e da pupa, foram registrados, bem como a longevidade dos adultos. A largura da cápsula cefálica de 10 larvas foi mensurada em intervalos de 3 a 4 dias para acompanhar o crescimento, segundo a metodologia adaptada de Rodrigues et al. (2008ab).

Alguns espécimes foram depositados na coleção de entomologia da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul em Aquidauana, MS.

Resultados e Discussão

Ao se obter os adultos de *P. fulva*, foi possível definir a época de ocorrência destes no campo, assim, em 2008 foram coletados 27 adultos em outubro e quatro em novembro, enquanto que em 2009 um adulto foi coletado em setembro e em outubro 22. Em 2008 dos 31 adultos coletados 26 eram machos e cinco fêmeas, e em 2009, dos 23 coletados, 14 eram machos e nove fêmeas, sendo os machos os mais atraídos pelas fontes luminosas (Figura 1).

De setembro a dezembro normalmente as temperaturas e umidade na região de Aquidauana são altas, o que provavelmente favorece a ocorrência e reprodução dessa espécie, tanto que adultos trazidos para o laboratório nos dois anos de estudos, ovipositaram durante o mês de outubro e novembro.

Foram observados adultos em cópula durante os períodos da manhã (n = 3), tarde (n = 4) e noite (n = 1). A cópula durou em média 21 minutos e 25 segundos (n=8), no mínimo oito minutos e no máximo 1 hora e 13 minutos. Em algumas cópulas foi observado que após o término o macho não se soltava da fêmea (n = 5), permanecia sobre essa em média de 21 minutos, e em outras ocasiões após a cópula o macho se soltava da fêmea (n = 3). Rodrigues et al. (2008b) verificaram que machos de *Liogenys fuscus* Blanchard, 1851 permanecem cerca de 40 minutos com as fêmeas após o término da cópula.

Durante uma das observações de cópula, o macho e a fêmea de *P. fulva* se enterraram no solo dentro dos recipientes plásticos. Para *P. fulva* criada em laboratório não houve antes da cópula, nenhuma evidência de atividade de chamamento ou de possível liberação de hormônio para atração dos sexos. Rodrigues et al. (2008b) verificaram em adultos de *L. fuscus* comportamento que indicava a presença e possível liberação de hormômio sexual.

Uma fêmea dissecada em outubro de 2008, apresentou 32 ovos em desenvolvimento, e em laboratório fêmeas ovipositaram no máximo 20 ovos (n = 4). A partir dos adultos mantidos em laboratório foram obtidos ovos, os quais deram início aos estudos. Os ovos recém depositados possuem dimensões médias de 2,5 × 1,9 mm, são colocados no solo em câmaras com dimensões médias de 3,4 × 3,3 mm (n=10). Os ovos de *Leucothyreus dorsalis* Blanchard, 1850 e *Cyclocephala verticalis* Burmeister, 1847 também são depositados em câmaras no solo, segundo Rodrigues et al. (2010a, b), da mesma forma como observado para *P. fulva*.

Alguns dias após a oviposição observou-se aumento nas dimensões dos ovos os quais passam a medir em média 3,1 × 2,5 mm (n = 9). Para *P. punctata* os ovos possuem dimensões de 2,0 × 1,5 mm, e também aumentam de tamanho segundo Hoffmann (1936). Morón & Deloya (2002) indicaram que os ovos de *P. virescens* possuem dimensões de 1,3 x 0,9 mm.

O período embrionário de *P. fulva* durou 15,1 dias (Tabela 1) enquanto que para *P. punctata* o período embrionário durou em média 14,9 dias, quando criado a 25 ºC (Hayes 1925) e para *P. virescens* durou em média 24 dias, quando criado a 29 ºC (Morón & Deloya 2002). Portanto, as durações do período embrionário de *P. fulva* e *P. punctata* são semelhantes.

As larvas de primeiro instar de *P. fulva* duraram 22,4 dias, as de segundo instar 36,9, as de terceiro instar 209,7 e a pupa 20,7 dias (Tabela 1). O primeiro e segundo instares possuem curta duração, quando comparados com o terceiro instar que dura quase sete meses. As larvas de terceiro instar apresentam coloração cinza e quando estão terminando de completar esse instar adquirem coloração branca, o que caracteriza a fase de pré-pupa e passam posteriormente para a fase de pupa. A duração da fase de ovo a adulto de *P. fulva* é em média de 309,3 dias, o que caracteriza que a espécie pode formar uma geração por ano (univoltina).

Quando a larva de *P. fulva* vai atingir a fase de pupa, confecciona no fundo do frasco uma câmara, onde permanece abrigada até atingir a fase adulta. Rodrigues et al. (2008a) observaram esse mesmo comportamento para *A. testaceipennis* criado em laboratório.

Pelidnota virescens teve duração de primeiro instar de 15 dias, o segundo de 45 e o terceiro de 200 e a pupa de 29 dias (Morón & Deloya 2002). Segundo Hayes (1925) *P. punctata* possui duração larval de 645 dias, para completar seu desenvolvimento, enquanto que a fase de pupa dessa mesma espécie segundo Hoffmann (1936) dura cerca 21,8 dias. O ciclo de *P. fulva* é semelhante ao de *P. virescens*, porém o ciclo de *P. punctata* é de cerca de dois anos.

As cápsulas cefálicas de primeiro, segundo e terceiro instar de *P. fulva* mediram respectivamente, 2,20, 4,10 e 6,54 mm. Morón & Deloya (2002) verificaram para *P. virescens* que as larvas de primeiro instar mediram 2,25 mm, as de segundo instar 3,8 mm e de terceiro instar 6,3 mm, apresentando, portanto, dimensões semelhantes.

A criação de *P. fulva* em laboratório utilizando-se de solo, material vegetal em decomposição e húmus foi adequado, com viabilidade de 48,8%. Em criações de Scarabaeidae fitófagos em laboratório foram obtidas menores viabilidades como por Rodrigues et al. (2008a, b) para *L. fuscus* de 10,9% e *A. testaceipennis*, 16,3%.

Ao atingir a fase adulta, *P. fulva* durou em média 12,8 dias (Tabela 1), apresentando assim, curto período de vida no laboratório.

Tabela 1. Duração (média ± EP) das fases de desenvolvimento de *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850 em laboratório (26 ± 1°C, fotofase de 12 horas).

Table 1. Duration (mean ± SE) of the development stage *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850 under laboratory conditions (26 ± 1 °C, photoperiod of 12 hours).

Fase	Duração (dias)	N	Intervalo de variação	Viabilidade (%)
Ovo	15,1 ± 1,13	41	8 - 26	100
1º ínstar	22,4 ± 2,19	41	7 - 55	97,6
2º ínstar	36,9 ± 1,78	40	26 - 56	72,5
3° ínstar	209,7 ± 13,04	29	162 - 241	68,9
Pupa	20,7 ± 0,49	20	19 - 22	100
Adulto	12,8 ± 1,01	20	10 - 17	100
Ovo a adulto	309,3 ± 13,66	20	264 - 341	48,8

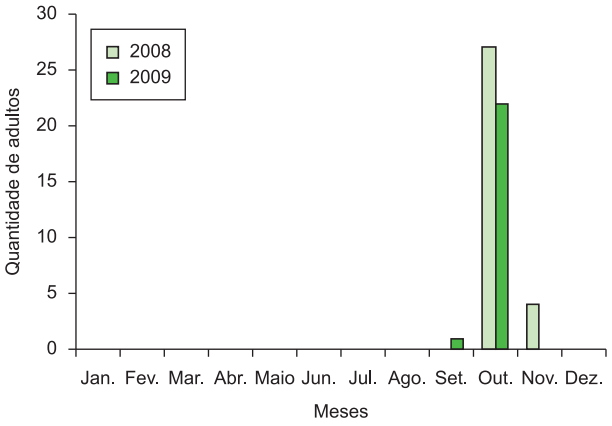

Figura 1. Quantidade de adultos de *Pelidnota fulva* Blanchard, 1850 coletados com armadilha luminosa e em fontes luminosas de janeiro de 2008 a dezembro de 2009, em Aquidauana, MS.

Figure 1. Number of adults *Pelidnota fulv*a Blanchard, 1850 collected in traps and sources light from January 2008 to December 2009 in Aquidauana, MS.

Agradecimentos

Ao prof. Dr. Sérgio Ide do Instituto Biológico de São Paulo, pela identificação da espécie.

Referências

BIONE, E., MOURA, R.C., CARVALHO, R. & SOUZA, M.J. 2005. Karyotype, C-and fluorescence banding pattern, NOR location and FISH study of five Scarabaeidae (Coleoptera) species. Genet. Mol. Biol. 28(3):376-381.

BLACKWELDER, R.E. 1944. Checklist of the coleopterous insetcs of México, Central America, The West Indies, and South America. Unit. Stat. Nat. Mus. Bull. 185(2):197-265.

BUSS, E.A. 2006. Flignt activity and relative abundance of phytophagous scarabs (Coleoptera: Scarabaeoidea) from two locations in Florida. Fl. Entomol. 89(1):32-40.

CARRILO RUIZ, H. & MORÓN, M.A. 2003. Fauna de Coleoptera Scarabaeoidea de Cuetzalan de Progreso, Puebla, México. Act. Zool. Mex. 88:87-121.

CARVALHO, A.M.C. 2009. Guilda de abelhas e outros visitantes de *Matayba guianensis* (Sapindaceae) em vegetação de cerrado. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

DELGADO-CASTILLO, L., DELOYA, G. & MORÓN, M.A. 1988. Descripcion de dos nuevas especies mexicanas de *Pelidnota* (Coleoptera: Melolonthidae; Rutelinae). Fol. Entomol. Mex. (74):131-144.

FLORES, C.P., RAMIREZ, A.E.C., MORÓN, M.A. & GÓMEZ, B.G.Y. 2008. Fauna de escarabajos melolóntidos (Coleoptera: Scarabaeoidea) en el municipio de Villaflores, Chiapas, México. Act. Zool. Mex. 24:139-168.

FREITAS, F.A., ZANUNCIO, T.V., LACERDA, M.C. & ZANUNCIO, J.C. 2002. Fauna de Coleoptera coletada com armadilhas luminosas em plantio de *Eucalyptus grandis* em Santa Bárbara, Minas Gerais. Rev. Árv. 26(4):505-511.

GARCIA, A.A., GARCIA, G.A.L., OLIVAS, A.R., ALVAREZ, P.C., COTA, J.R.V. & MORÓN, M.A. 2009. Huéspedes vegetales de adultos de Coleopotera Scarabaeoidea en el Vale de Carrizo, Sinaloa, México. Soutwest. Entomol. 35(1):99-108.

HARDY, A.R. 1975. A revision of the genus *Pelidnota* of America North of Panamá (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae). Univ. Calif. Public. Entomol. 78(1):1-43.

HAYES, W.P. 1925. A comparative study of the history of certain phytophagous scarabaeid beetles. Kans. Agricult. Exp. Stat. Tech. Bull. 16(1):1-146.

HOFFMANN, C.H. 1936. Additions to our knowledge of the biology of *Pelidnota punctata* Linn. (Scarabaeidae - Coleoptera). J. Kan. Entomol. Soc. 9(3):103-105.

HOWDEN, H.F. 1998. A new species of *Pelidnota* Macleay from Chiriqui Province, Panama (Scarabaeidae, Rutelinae). Coleop. Bull. 52(2):171-173.

LORDELLO, L.G.E. 1951. Algumas notas sobre *Macrodactylus pumilio* Burm., 1855 e *Pelidnota* (*Pelidnota*) *pallidipenns* Bates, 1904 (Coleoptera, Scarabaeidae). Rev. Agric. 26:109-116.

MAES, J.M., RATCLIFFE, B.C. & JAMESON, M.L. 1997. Fauna entomologica de la reserve natural Bosawas, Nicaragua. XI. Escarabajos (Coleoptera: Scarabaeidae) nuevos para la fauna de Nicarágua. Rev. Nicar. Ent. 39:41-46.

MORÓN, M.A. 1976. Description de las larvas de tres especies mexicanas de pelidnotinos (Coleopotera; Melolonthidae, Rutelinae), y algunas observaciones sobre su biologia. Anal. Inst. Biol. Série Zoológica. 47(1):7-17.

MORÓN, M.A. & DELOYA, C. 2002. Observaciones sobre el ciclo de vida de *Pelidnota* (*Pelidnota*) *virescens* Burmeister, 1844 (Coleoptera: Melolonthidae: Rutelinae). Act. Zool. Mex. 85:109-118.

NEITA, J.C., OROZCO, J. & RATCLIFFE, B. 2006. Escarabajos (Scarabaeidae: Pleurosticti) de la selva baja del Bosque Pluvial Tropical "BP-T", Chocó, Colombia. Act. Zool. Mex. 22:1-32.

PARDO-LOCARNO, L.C., MONTOYA-LERMA, J., BELLOTTI, A.C. & SCHOONHOVEN, A.V. 2005. Structure and composition of the white grub complex (Coleoptera: Scarabaeidae) in: agroecological systems of Northern Cauca, Colombia. Fl. Entomol. 88(4):355-363.

PAUCAR-CABRERA. A. 2005. A catalog and distributional analysis of Rutelinae (Coleoptera: Scrabaeidae) of Ecuador. Zoot. 948:1-92.

RATCLIFFE, B.C. 2002. A checklist of the Scarabaeoidea (Coleoptera) of Panamá. Zootaxa. 32:1-48.

RODRIGUES, S.R., PUKER, A., ABOT, A.R., BARBOSA, C.L., IDE, S. & COUTINHO, G.V. 2008a. Ocorrência e aspectos biológicos de *Anomala testaceipennis* Blanchard (Coleoptera, Scarabaeidae). Rev. Bras. Entomol. 52(1):68-71.

RODRIGUES, S.R., BARBOSA, C.L., PUKER, A., ABOT, A.R. & IDE, S. 2008b. Occurrence, biology and behavior of *Liogenys fuscus* Blanchard (Insecta, Coleoptera, Scarabaeidae) in Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brazil. Rev. Bras. Entomol. 52(4):637-640.

RODRIGUES, S.R., NOGUEIRA, G.A.L., ECHEVERRIA, R.R. & OLIVEIRA, V.S. 2010a. Aspectos biológicos de *Cyclocephala verticalis* Burmeister (Coleooptera: Scarabaeidae). Neotrop. Entomol. 39(1):15-18.

RODRIGUES, S.R., PUKER, A. & TIAGO, E.F. 2010b. Aspectos biológicos de *Leucothyreus dorsalis* Blanchard (Coleoptera, Scarabaeidae, Rutelinae). Rev.Bras. Entomol. 54(3):431-435.

SILVA, A.G.A., GONÇALVES, C.R., GALVÃO, D.M., GONÇALVES, A.J.L., GOMES, J., SILVA, M.N. & SIMONI, L. 1968. Quarto catálogo e os insetos que vivem nas plantas do Brasil. Seus parasitos e predadores. Lab. Central Patologia Vegetal. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, Tomo 1, Parte II.

VIANA, C.H.P., MARQUES, O.M. & CARVALHO, C.A.L. 2001. Rutelinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em armadilha luminosa em Cruz das Almas, Bahia. Magistra 13(1):9-13.

Recebido em 06/07/2010
Versão reformulada recebida em 14/02/2011
Publicado em 14/02/2011

Compilação atualizada das espécies de morcegos (Chiroptera) para a Amazônia Brasileira

Enrico Bernard[1,4], Valéria da Cunha Tavares[2] & Erica Sampaio[3]

[1]Departamento de Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Rua Nelson Chaves, s/n, Cidade Universitária, CEP 50670-420, Recife, PE, Brasil
[2]Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Av. Antônio Carlos, 6627, CEP 31270-010, Belo Horizonte, MG, Brasil, e-mail: val.c.tavares@gmail.com
[3]Institute of Experimental Ecology, University of Ulm, Albert Einstein Allee, 11, D 89069, Ulm, Alemanha, e-mail: erica.sampaio@uni-ulm.de
[4]Autor para correspondência: Enrico Bernard, e-mail: enrico.bernard@ufpe.br

BERNARD, E., TAVARES, V.C. & SAMPAIO, E. **Updated compilation of bat species (Chiroptera) for the Brazilian Amazonia**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn00611012011.

Abstract: Brazil holds nearly 15% of world's bat species richness, and most of it is present in the Amazonian biome. Here we present an updated compilation of bat species for the Brazilian Amazonia, with records of 146 species, belonging to nine families and 64 genera. At least 46 of those species are currently restricted to the Amazonian biome. Pará State is the species richest (120 spp.) and the Amazonian portion of Maranhão the least (21 spp.). Nine species were recorded in all the Amazonian States, and 28 are restricted to a single state. The species list for the region is not yet completed and is very likely that the Brazilian Amazonia holds more than 160 species of bats. We indicated priority areas for inventories in the region, and discuss some factors that can contribute to a further increase in the knwoledge of the regional bat fauna.
Keywords: *Amazônia Legal, bat species richness, biodiversity inventories.*

BERNARD, E., TAVARES, V.C. & SAMPAIO, E. **Compilação atualizada das espécies de morcegos (Chiroptera) para a Amazônia Brasileira**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn00611012011.

Resumo: O Brasil abriga cerca de 15% da riqueza de morcegos do planeta, e grande parte desta riqueza está presente no bioma Amazônia. Apresentamos aqui uma compilação atualizada das espécies de morcegos da Amazônia Legal Brasileira, com registros formais de 146 espécies, distribuídas em nove famílias, e 64 gêneros. Pelo menos 46 destas espécies têm, até o momento, a ocorrência restrita ao bioma amazônico. O Pará é o estado com o maior número de espécies registradas (120), enquanto que a porção amazônica do Maranhão apresenta apenas 21 espécies. Nove espécies foram registradas em todos os estados amazônicos e 28 são conhecidas em apenas um estado. A lista de espécies de morcegos para a região não está esgotada e é bastante plausível que a Amazônia Brasileira contenha mais de 160 espécies de morcegos. Apontamos áreas prioritárias para a realização de inventários para morcegos na região, e discutimos alguns fatores que podem contribuir para o aumento do conhecimento da quiropterofauna amazônica.
Palavras-chave: *Amazônia Legal, riqueza de espécies de morcegos, inventários de biodiversidade.*

Introdução

Morcegos apresentam uma grande importância ecológica, interagem com um amplo espectro de organismos, sendo dispersores de sementes, polinizadores, presas e predadores (e.g. Kunz & Fenton 2003), têm um importante papel epidemiológico, incluindo a transmissão do vírus rábico (e.g. Schneider et al. 2009) e contribuem significativamente com a diversidade global dos mamíferos (Wilson & Reeder 2005). Com 1150 espécies conhecidas, morcegos respondem por cerca de 25% da diversidade de mamíferos, sendo a segunda ordem com maior número de espécies, após os roedores (Simmons 2005). Comunidades de morcegos estão entre as mais ricas e ecologicamente diversas entre todas as comunidades de mamíferos. Frequentemente a diversidade α destas comunidades excede a totalidade de outras das outras ordens de mamíferos juntas (e.g. Kingston, 2009) e registros de 60, 70 e até 90 espécies de morcegos em uma única localidade neotropical não são raros (e.g. Simmons & Voss 1998, Bernard & Fenton 2002, Sampaio et al. 2003, Faria et al. 2006). A participação dos morcegos na fauna brasileira é expressiva: das cerca de 690 espécies de mamíferos atualmente conhecidas no país, pelo menos 167 são morcegos, pertencentes a nove famílias (Paglia et al. no prelo). Estes números indicam que o Brasil abriga cerca de 15% da riqueza de morcegos do planeta, sendo o segundo país com o maior número de espécies, após a Colômbia, com 178 (Alberico et al. 2000).

O conhecimento sobre a diversidade de espécies de morcegos no Brasil vem aumentando significativamente nos últimos 15 anos (e.g. Uieda & Pedro 1996, Reis et al. 2007, Pacheco et al. 2008, Tavares et al. 2008), mas ainda é bastante heterogêneo. A distribuição espacial dos registros de morcegos no Brasil indica que menos de 10% do país pode ser considerado minimamente amostrado, e em cerca de 60% do território brasileiro não existe sequer um único registro formal de espécies de morcegos (Bernard et al. 2011). Apenas algumas poucas localidades já foram bem estudadas, e dispõem de listas de espécies próximas da real diversidade local (e.g. Bernard & Fenton 2002, Sampaio et al. 2003, Faria et al. 2006). Entretanto, a maior parte do país permanece desconhecida com relação à sua fauna de morcegos (Bernard et al. 2011).

Cerca de 2/3 do território brasileiro são cobertos pelo bioma Amazônia, e assim como para outros táxons, a Amazônia contribui com a maior parte da diversidade de espécies de morcegos do Brasil. Este é um reflexo da história evolutiva da região, da sua própria extensão e da diversidade de ambientes do bioma, que vão desde a floresta tropical chuvosa densa, até formações vegetais mais secas como os cerrados, as campinaranas, ou a vegetação inundável em sistemas de lagos rasos (e.g. Mittermeier et al. 2000). O bioma possui ainda importantes ecótonos com a Caatinga, na região nordeste do país, com o Cerrado, na região central, e com o Pantanal, na região centro-oeste.

Mesmo contribuindo com a maior parcela da diversidade de espécies, a Amazônia é uma enorme lacuna de conhecimento para a fauna de morcegos do Brasil. Existem registros formais de espécies de morcegos em menos de 24% do bioma Amazônia, contra cerca de 80% na Mata Atlântica, por exemplo (Bernard et al. 2011). A maior parte das coletas e registros na Amazônia está concentrada em poucas áreas, geralmente de acesso rápido e de fácil logística, próximas aos maiores centros urbanos, como Manaus, Belém, Santarém ou Macapá, ou ao longo de alguns dos grandes rios da região.

A Amazônia Brasileira constitui-se uma fronteira de ocupação social bastante dinâmica (e.g. Calentano & Veríssimo 2007, Rodrigues et al. 2009) e porções significativas do bioma vêm experimentando alterações na sua integridade, com extensas áreas já desmatadas e outras sob forte pressão (e.g. Laurance et al. 2001, Morton et al. 2006, Hansen et al. 2008). Vivem na região cerca de 22 milhões de pessoas e atualmente a Amazônia concentra mais de 1/3 do rebanho bovino brasileiro (IBGE 2010). Informar a sociedade sobre a riqueza e diversidade de espécies presente neste bioma é importante em vários sentidos: a) fornece subsídios para a tomada de decisões sobre o uso e destinação dos ambientes naturais, b) permite uma melhor avaliação dos impactos dos empreendimentos passados e futuros, c) permite uma melhor avaliação da qualidade dos estudos de impacto ambiental de empreendimentos que estão sendo realizados na região, d) indica lacunas de conhecimento, e e) aponta caminhos para pesquisas necessárias. Neste sentido, aqui é apresentada uma compilação atualizada das espécies de morcegos da Amazônia Brasileira, informando a riqueza conhecida por estados e famílias, apontando áreas prioritárias para a realização de inventários para morcegos na região, e indicando alguns fatores importantes para o aumento do conhecimento da quiropterofauna na região.

Materiais e Métodos

O ponto de partida para esta compilação foi uma listagem prévia, elaborada em 2004 e publicada somente quatro anos depois, na forma de um capítulo de um livro (Bernard & Sampaio 2008). Infelizmente a publicação deste livro foi judicialmente suspensa e poucas pessoas tiveram acesso à informação nele contida. A lista de espécies de morcegos para a Amazônia Brasileira aqui apresentada contém correções e atualizações ocorridas desde 2004, e traz adições significativas à lista previamente publicada, que se encontra, além de embargada, já claramente defasada.

Foi adotada a definição política de Amazônia Legal, criada em 1953 (Lei 1.806, de 06.01.1953), e que engloba os Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima além da faixa do estado de Mato Grosso ao norte do paralelo 16 ºS, a faixa ao norte do paralelo 13 ºS do então Estado de Goiás, hoje Tocantins, e a região a oeste do meridiano 44 ºO do Maranhão. Por envolver limites políticos bem definidos, os estados ou partes deles, esta definição da Amazônia Legal é apropriada, uma vez que permite que os registros sejam, em sua maior parte, separados por estados, municípios ou localidades de inventários.

Os registros foram compilados por meio de informações publicadas, na forma de artigos científicos em revistas indexadas, capítulos em livros, publicações especiais, revisões taxonômicas, relatórios técnicos e anais de congressos, ou ainda mediante registros de espécies em coleções brasileiras e estrangeiras. As coleções acessadas foram: Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), em Belém, Pará; Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), em Manaus, Amazonas; Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), em São Paulo; Museu Nacional, no Rio de Janeiro (MNRJ), no Rio de Janeiro; National Museum of Natural History (USNM), Smithsonian Institution, em Washington; American Museum of Natural History (AMNH), em Nova Iorque; The Field Museum (FMNH), em Chicago; Royal Ontario Museum (ROM), Ontário, Canadá; e British Museum (BM) em Londres, Inglaterra.

A lista aqui apresentada inclui registros para os estados do Acre (AC), Amapá (AP), Amazonas (AM), Pará (PA), Rondônia (RO) e Roraima (RR), e para as porções amazônicas do Maranhão (MA) e Mato Grosso (MT). Dados para o Estado do Tocantins, que são poucos, e não representam endemismo ou acréscimo ao número de espécies final, não foram incluídos em função da impossibilidade da precisa localização dos pontos de coleta, uma vez que, a maior parte deles está listada dentro do então Estado de Goiás. Até onde nosso conhecimento e informações de outros pesquisadores permitiram, foram evitados registros onde a identificação é considerada duvidosa. Há a possibilidade de um erro marginal na identificação de alguns registros, uma vez que parte das coletas de espécies de morcegos para a Amazônia não é acompanhada de material testemunho.

Não é objetivo deste trabalho a solução dos diversos problemas taxônomicos que envolvem gêneros e espécies de morcegos com ocorrência na Amazônia Brasileira e, de forma a gerar uma lista para a região, frequentemente tivemos que decidir sobre a inclusão ou exclusão de espécies cujo status taxonômico encontra-se incerto. Estas decisões foram tomadas baseadas principalmente em revisões e na argumentação expressa em trabalhos publicados, na consulta direta a especialistas, ou ainda baseadas no nosso melhor discernimento. Neste processo de escolha, a nomenclatura dos registros aqui adotados seguiu Simmons (2005), com exceções de *Vampyressa brocki* e *Vampyressa bidens*, aqui tratadas como *Vampyriscus* (veja Baker et al. 2003), de *Natalus*, cujos registros previamente atribuídos a *N. stramineus* para o Brasil reconhecemos como *N. espiritosantensis* (Tejedor 2006, Tejedor et al. 2005), de *Platyrrhinus*, em função de significativas revisões recentes e descrições de novas espécies para o gênero (Velazco 2005, Velazco & Gardner 2009, Velazco & Patterson 2008, Velazco et al. 2010), e incluindo ainda *Artibeus planirostris* e não *A. jamaicensis* como espécie válida para a Amazônia Brasileira (Lim et al. 2004, Tavares et al. 2008), e *Mimon cozumelae* como sinônimo júnior de *M. bennettii* (mas veja Gregorin et al. 2008). Outros esclarecimentos sobre mudanças nomenclaturais desde Simmons (2005) podem ser obtidos em Gardner (2008) e Tavares et al. (2008).

Resultados

1. Composição taxônomica

A compilação corrigida e atualizada dos registros de espécies de morcegos para a Amazônia Brasileira indica a ocorrência de pelo menos 146 espécies, distribuídas em 64 gêneros (Tabela 1). Estão presentes as nove famílias de morcegos conhecidas para a Região Neotropical: Emballonuridae, Phyllostomidae, Mormoopidae, Noctilionidae, Furipteridae, Thyropteridae, Natalidae, Molossidae e Vespertilionidae. Phyllostomidae, com 80 espécies, é a família mais rica, seguida por Molossidae (24 espécies), Vespertilionidae (16), Emballonuridae (16, Mormoopidae (3), Thyropteridae (3), Noctilionidae (2), Natalidae e Furipteridae, com apenas uma espécie cada.

2. Correções e atualizações

Várias correções e adições foram feitas à lista de espécies previamente publicada para Amazônia Brasileira (Bernard & Sampaio 2008). Pelo menos trinta e duas ocorrências foram acrescentadas à lista de espécies para o AP (Martins et al. 2006, Martins et al. no prelo). Entre os Emballonuridae, *Diclidurus ingens* foi registrado no MT (Bezerra & Cunha 2007, Dalponte & Aguiar 2009), e *Peropteryx trinitatis* incluído na lista do PA, baseado em Hood & Gardner (2008). O registro de *Pteronotus davyi* (Mormoopidae) para o MT foi retirado da lista de espécies do bioma amazônico, pois segundo Gardner (2008), os exemplares de Cáceres (MT) identificados por Miranda-Ribeiro (1914) como *P. davyi* são na verdade *P. gymnonotus*, e Vieira (1955) considerou *P. gymnonotus* como um sinônimo júnior de *P. davyi.*

Entre os Phyllostomidae, o registro equivocado de *Glossophaga longirostris* para o AM (Bernard & Sampaio 2008) foi corrigido. Incluímos o registro de *Choeroniscus minor* para o MT, baseado no registro de um exemplar em Alta Floresta (Gregorin & Dietchfield 2005), e *Choeroniscus godmani* para o território brasileiro, baseado em um registro na Floresta Nacional do Tapajós, no PA (Presley et al. 2008). *Carollia benkeithi* (Solari & Baker 2006) foi adicionado à lista de espécies da Amazônia e do Brasil, pois segundo McLellan & Koopman (2008), espécimes previamente referidos para algumas localidades da Amazônia Brasileira como sendo *Carollia castanea* seriam exemplares de *Carollia benkeithi*. Desta forma, espécimes coletados no Brasil precisam ser reexaminados à luz da descrição de *C. benkeithi,* para determinar se uma, outra, ou ambas, ocorrem ou não no Brasil. Até que isso seja feito, mantivemos ambas as espécies como ocorrendo na região.

Revisões recentes para o gênero *Platyrrhinus* permitiram tanto a correção quanto a inclusão de novos registros para a região amazônica e para o território brasileiro. A espécie *P. aurarius* foi incluída na lista de espécies com registro no Brasil a partir de um exemplar coletado em Barcelos, AM (Velazco & Gardner 2009). O mesmo ocorreu com *P. fusciventris*, a partir de registros no AM, AP e PA (Velazco et al. 2010). Segundo Velazco & Patterson (2008), *P. helleri* não ocorre no Brasil, pois os exemplares sulamericanos assim designados, exceto *P. matapalensis* (descrita por Velazco 2005, para terras baixas do lado pacífico dos Andes, no Equador, Perú e Colombia), devem ser nomeados *P. incarum*. Desta forma, a designação *P. helleri* não deve então ser mais aplicada às populações sulamericanas (Velazco & Patterson 2008). Mantivemos *P. lineatus* para o bioma amazônico baseado no registro de um exemplar na Serra do Roncador, 264 km ao Norte de Xavantina, e portanto dentro dos limites oficiais do bioma (Pine et al. 1970). Ressaltamos que especial atenção deve ser dada à confirmação de possíveis exemplares atribuídos a esta espécie oriundos de outras regiões mais ao norte deste registro.

Alteramos a designação do gênero *Vampyressa* para *Vampyriscus* no caso das espécies *Vampyriscus bidens* e *Vampyriscus brocki* (Baker & Hoofer 2006), removendo ainda um registro errôneo desta última para RO. Baseado em observações de Gardner 2008, removemos também um registro errôneo de *Vampyressa nymphea* para o AM (McNab 1969), retirando assim esta espécie também da lista brasileira. Para RO foi acrescentado o registro de *Vampyrum spectrum* (Discher et al. 2009). Outra consideração importante refere-se à sinonimização de *Micronycteris homezi* com *M. minuta*, prevalecendo a segunda, como proposto por Ochoa & Sánchez (2005). Estes autores rejeitam a fossa interauricular como principal característica de diferenciação da espécie, indicando que tal caracter também pode ser encontrado em alguns exemplares de *M. megalotis* and *M. microtis*. O registro de *M. homezi* foi mantido até que a sua validade seja melhor esclarecida e não reste dúvida sobre o status do táxon.

Atualizamos a designação da espécie de Natalidae para a América do Sul baseado nas revisões de Tejedor (2006) e Tejedor et al. (2005), que apontam que *Natalus stramineus*, anteriormente um táxon único ocorrente nas Américas Central, do Sul, nas Antilhas Maiores e Menores, é na verdade um conjunto de espécies, sendo três delas distribuídas nas Antilhas Maiores, uma espécie para a América Central, e uma para a América do Sul, ao Sul do Rio Amazonas. Esta última deve ser tratada como *Natalus espiritosantensis*, sendo o táxon *N. stramineus* agora restrito às Antilhas Menores.

O registro equivocado de *Eptesicus fuscus* para o AP em Bernard & Sampaio (2008) foi corrigido, e consequentemente esta espécie foi retirada da lista amazônica. Embora *Myotis nigricans* deva ocorrer nestes estados, os registros desta espécie para MT, RO e RR foram retirados por falta de registros formais. *Lasiurus castaneus* teve sua ocorrência confirmada para o AM (Gardner 2008). O registro equivocado de *Cynomops planirostris* para o AM e PA foi corrigido, juntamente com a citação correta da referência desta espécie para o MT (Pine et al. 1970). Incluímos a ocorrência de *Molossus currentium* na região amazônica, nos Estados do AM e RO (López-González & Presley 2001, Eger 2008). Entretanto, ressaltamos que esta ocorrência pode ser questionada em função do indivíduo analisado ser um jovem, o que dificulta a identificação inquestionável do taxon.

Tabela 1. Famílias e espécies de morcegos registradas na Amazônia Legal Brasileira. Os números nas Referências seguem aqueles entre {} ao final de cada citação da seção Referências Bibliográficas. AC, Acre; AM, Amazonas; AP, Amapá; MA, porção amazônica do Maranhão; MT, porção amazônica do Mato Grosso; PA, Pará; RO, Rondônia; RR, Roraima; END, espécies endêmicas ao bioma Amazônia.

Table 1. Bat species and families currently recorded in the Amazônia Legal Brasileira. Reference numbers are those in {} at the end of each citation in the Reference section. AC, Acre; AM, Amazonas; AP, Amapá; MA, Amazonian portion of Maranhão; MT, Amazonian portion of Mato Grosso; PA, Pará; RO, Rondônia; RR, Roraima; END, species endemic to the Amazonian biome.

Família/Espécie	AC	AM	AP	MA	MT	PA	RO	RR	END	Referências
Emballonuridae										
Centronycteris maximilliani (J. Fischer, 1829)	-	X	X	-	-	X	-	-	-	7, 75, 105, 107, 113, 114, 125
Cormura brevirostris Wagner, 1843	-	X	-	-	X	X	X	-	X	7, 16, 45, 73, 99, 105, 107, 156, 160
Cyttarops alecto Thomas, 1913	-	-	-	-	-	X	-	-	X	53, 141, 153
Diclidurus albus Wied-Neuwied, 1820	-	X	X	-	-	X	X	-	-	96, 99, 105, 107, 113, 156
Diclidurus ingens Hernandez-Camacho, 1955	-	-	-	-	X	X	-	-	-	9, 14, 23
Diclidurus isabella Thomas, 1920	-	X	-	-	-	-	-	-	X	145
Diclidurus scutatus Peters, 1869	-	X	X	-	-	X	-	-	X	53, 99, 145
Peropteryx leucoptera Peters, 1867	-	X	-	-	-	X	-	-	-	5, 73, 105, 107, 113, 156
Peropteryx kappleri Peters, 1867	-	X	X	X	-	X	-	-	-	76, 83, 84, 99, 105
Peropteryx macrotis (Wagner, 1843)	-	X	X	X	X	X	-	-	-	7, 36, 75, 99, 105, 107, 155, 156, 159
Peropteryx trinitatis	-	-	-	-	-	X	-	-	-	50
Rhynchonycteris naso (Wied-Neuwied, 1820)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 19, 45, 75, 84, 87, 97, 99, 105, 108, 110, 117, 153, 156, 159
Saccopteryx bilineata (Temminck, 1838)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 70, 72, 75, 87, 99, 101, 105, 107, 110, 115, 117, 155, 156, 159
Saccopteryx canescens Thomas, 1901	-	X	X	X	-	X	X	-	X	7, 72, 99, 110, 115, 117, 138, 159
Saccopteryx gymnura Thomas, 1901	-	-	-	-	-	X	-	-	X	54, 99, 138
Saccopteryx leptura (Schreber, 1774)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 87, 99, 101, 105, 107, 108, 110, 115, 117, 159
Noctilionidae										
Noctilio albiventris Desmarest, 1818	X	X	X	-	X	X	-	-	-	87, 107, 108, 159
Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758)	X	X	X	-	X	X	-	X	-	18, 74, 75, 84, 87, 99, 105, 107, 150, 153, 154, 155
Mormoopidae										
Pteronotus gymnonotus Natterer, 1843	-	X	-	-	X	X	-	X	-	9, 36, 110, 115
Pteronotus parnellii (Gray, 1843)	-	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 9, 69, 75, 101, 105, 107, 108, 110, 115, 128, 146, 153, 159
Pteronotus personatus (Wagner, 1843)	-	X	X	-	X	X	-	-	-	69, 97, 99, 110
Phyllostomidae										
Chrotopterus auritus (Peters, 1856)	X	X	X	-	X	X	-	-	-	7, 9, 36, 72, 76, 84, 87, 115, 159
Glyphonycteris daviesi Hill, 1964	-	X	-	-	-	X	X	-	-	9, 73, 102, 115, 159
Glyphonycteris sylvestris Thomas, 1896	-	X	X	-	-	X	-	X	-	7, 9, 45, 73, 76, 84, 96, 99, 110, 115, 159
Lampronycteris brachyotis Dobson, 1878	X	X	X	-	-	X	-	-	-	9, 67, 76, 115
Lonchorhina aurita Tomes, 1863	-	X	-	X	-	X	-	X	-	33, 84, 110, 116, 156
Lonchorhina inusitata Handley & Ochoa, 1987	-	-	-	-	-	-	X	-	X	48
Lophostoma brasiliense Peters, 1866	-	X	X	-	-	X	-	X	-	9, 72, 76, 84, 110, 115, 159
Lophostoma carrikeri J. A. Allen, 1910	-	X	-	-	-	X	-	-	X	9, 115
Lophostoma schulzi (Genoways & Williams, 1980)	-	X	X	-	-	X	-	-	X	7, 71, 76, 115
Lophostoma silvicolum d'Orbigny, 1836	X	X	X	-	X	X	X	X	-	8, 9, 45, 70, 72, 84, 87, 105, 106, 107, 110, 115, 159
Macrophyllum macrophyllum (Schinz, 1821)	X	X	X	-	-	X	-	-	-	69, 84, 87, 97, 105, 107, 108
Micronycteris hirsuta Peters, 1869	X	X	-	-	-	X	-	X	-	7, 9, 73, 84, 87, 96, 115
Micronycteris homezi Pirlot, 1967	-	-	-	-	-	X	-	-	X	6, 76, 113
Micronycteris megalotis (Gray, 1842)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 84, 87, 96, 97, 105, 106, 107, 110, 115, 153, 157
Micronycteris microtis Miller, 1898	-	X	X	-	-	X	-	-	-	11, 76, 96, 105, 115, 123, 126
Micronycteris minuta (Gervais, 1856)	X	X	X	-	X	X	-	X	-	45, 72, 84, 87, 97, 99, 123
Micronycteris schmidtorum Sanborn, 1935	-	X	X	-	-	X	-	-	-	7, 9, 76

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	AC	AM	AP	MA	MT	PA	RO	RR	END	Referências
Mimon bennettii (Gray, 1838)	-	-	X	-	X	-	-	-	-	2, 75
Mimon crenulatum (E. Geoffroy, 1803)	-	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 45, 70, 84, 97, 101, 105, 107, 108, 110, 115
Neonycteris pusilla Sanborn, 1949	-	X	-	-	-	X	-	-	X	118, S. Marques-Aguiar (com. pess.)
Phylloderma stenops Peters, 1865	-	X	X	-	X	X	X	-	-	7, 9, 45, 69, 72, 76, 84, 99, 115
Phyllostomus discolor Wagner, 1843	X	X	X	-	X	X	-	X	-	7, 9, 55, 76, 84, 87, 99, 105, 106, 107, 110, 115, 156, 159, 160
Phyllostomus elongatus (E. Geoffroy, 1810)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 8, 45, 69, 70, 72, 84, 87, 99, 105, 106, 107, 110, 115, 156, 159
Phyllostomus hastatus (Pallas, 1767)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 9, 20, 45, 69, 70, 72, 84, 87, 97, 99, 105, 106, 107, 110, 115, 159
Phyllostomus latifolius Thomas, 1901	-	X	-	-	-	X	-	-	X	31, 115
Tonatia bidens Spix, 1823	-	-	-	-	X	-	-	-	-	168
Tonatia saurophilla Koopman & Williams, 1951	X	X	X	-	-	X	-	X	-	9, 76, 87, 110, 115, 159, 168
Trachops cirrhosus (Spix, 1823)	X	X	X	-	-	X	X	X	-	8, 45, 69, 70, 72, 74, 84, 87, 105, 106, 107, 110, 115
Trinycteris nicefori (Sanborn, 1949)	X	X	X	-	X	X	-	X	-	45, 72, 76, 84, 87, 105, 106, 107, 115, 159
Vampyrum spectrum (Linnaeus, 1758)	X	X	X	-	X	X	X	-	-	9, 26, 84, 87, 96, 99, 105, 106, 107, 115, 156
Anoura caudifer (Geoffroy, 1818)	X	X	X	-	X	X	-	-	-	75, 84, 87, 97, 105, 107, 115, 116, 133, 153, 155, 159
Anoura geoffroyi Gray, 1838	-	-	X	-	X	X	-	-	-	31, 76
Choeroniscus minor (Peters, 1868)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	39, 45, 70, 74, 76, 84, 87, 105, 106, 107, 108, 110, 115, 153, 159
Choeroniscus godmani Thomas, 1903	-	-	-	-	-	X	-	-	X	104
Glossophaga longirostris Miller, 1898	-	-	-	-	-	-	-	X	X	161, 162
Glossophaga soricina (Pallas, 1766)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	17, 18, 20, 45, 64, 70, 73, 74, 80, 87, 101, 105, 106, 107, 108, 115, 128, 145, 153, 156, 159
Glossophaga commissarisi Gardner, 1962	-	X	-	-	-	-	-	-	X	31, 163, 164
Lichonycteris obscura Thomas, 1895	-	X	-	-	-	X	-	-	-	7, 69, 84, 105, 107
Scleronycteris ega Thomas, 1912	-	X	-	-	-	X	-	-	X	9, 140, 156
Lionycteris spurelli Thomas, 1913	-	X	X	-	-	X	-	-	-	45, 72, 84, 115, 133
Lonchophylla mordax Thomas, 1903	-	-	-	-	-	X	-	-	-	45, 99
Lonchophylla thomasi J.A. Allen, 1904	X	X	X	-	-	X	X	X	X	45, 69, 73, 74, 84, 87, 105, 106, 107, 110, 115, 129, 159
Carollia benkeithi Solari & Baker 2006	X	-	-	-	X	X	X	-	X	31, 127
Carollia brevicauda Schinz, 1821	X	X	X	-	X	X	X	-	-	7, 70, 76, 87, 105, 106, 107, 108, 115
Carollia castanea H. Allen, 1890	X	X	-	-	X	X	X	-	X	84, 87, 94, 103, 147
Carollia perspicillata (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 9, 18, 20, 45, 64, 70, 72, 74, 87, 106, 107, 115, 116, 128, 153, 154, 155, 157, 159
Rhinophylla fischerae Carter, 1966	X	X	-	-	-	X	X	-	X	9, 69, 70, 72, 84, 87, 99, 108, 159
Rhinophylla pumilio (Peters, 1865)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 45, 69, 70, 73, 74, 84, 87, 97, 101, 106, 107, 110, 115, 159
Sturnira lilium (E. Geoffroy, 1810)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 9, 45, 69, 70, 72, 74, 84, 87, 92, 97, 101, 106, 107, 108, 110, 115, 159
Sturnira magna de la Torre, 1966	X	-	-	-	-	-	-	-	X	87
Sturnira tildae de la Torre, 1959	X	X	X	-	X	X	X	X	-	9, 45, 69, 70, 72, 73, 74, 76, 84, 87, 101, 110, 115, 159
Ametrida centurio Gray, 1847	-	X	X	-	X	X	-	-	X	7, 9, 69, 73, 74, 84, 97, 101, 106, 107, 108, 115
Artibeus anderseni Osgood, 1916	X	X	-	-	-	X	X	X	X	9, 45, 84, 90, 110, 132
Artibeus cinereus (Gervais, 1856)	X	X	X	X	X	X	X	-	-	7, 46, 73, 74, 84, 97, 101, 106, 107, 115, 159

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	AC	AM	AP	MA	MT	PA	RO	RR	END	Referências
Artibeus concolor Peters, 1865	-	X	X	-	-	X	X	X	-	7, 9, 69, 73, 74, 76, 84, 99, 106, 107, 108, 110, 115, 159
Artibeus glaucus Thomas, 1893	-	-	-	-	-	X	-	X	X	31, E. Sampaio (com. pess.)
Artibeus gnomus Handley, 1987	-	X	X	-	X	X	X	-	-	7, 9, 46, 72, 74, 76, 115, 159
Artibeus lituratus (Olfers, 1818)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	9, 46, 72, 74, 84, 99, 106, 107, 108, 110, 115, 132, 159
Artibeus planirostris (Leach, 1821)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 46, 74, 84, 106, 107, 132, 159
Artibeus obscurus (Schinz, 1821)	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 9, 46, 72, 74, 84, 97, 115, 128, 132, 159
Chiroderma trinitatum Goodwin, 1958	X	X	X	-	X	X	-	-	X	9, 45, 76, 101, 106, 107, 115, 132
Chiroderma villosum Peters, 1860	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 9, 44, 45, 69, 76, 101, 128, 132, 145, 159
Enchisthenes hartii Thomas, 1892	-	-	-	-	-	-	X	-	X	70
Mesophylla macconnelli Thomas, 1901	X	X	X	-	X	X	X	X	X	7, 9, 45, 70, 72, 87, 97, 101, 106, 107, 110, 115, 159
Platyrrhinus aurarius Handley & Ferris, 1972	-	X	-	-	-	-	-	-	X	150
Platyrrhinus brachycephalus Rouk & Carter, 1972	X	X	X	-	-	X	-	-	X	9, 47, 73, 74, 76, 132, 149
Platyrrhinus fusciventris Velazco, Gardner & Patterson 2010	-	X	X	-	-	X	-	-	X	152
Platyrrhinus incarium (Thomas, 1912)	X	X	X	-	X	X	X	-	-	9, 45, 69, 70, 72, 73, 74, 97, 101, 106, 107, 115, 131, 151, 159
Platyrrhinus infuscus Peters, 1880	X	X	-	-	-	-	-	-	X	79, 86, 87, 132, 153, 156
Platyrrhinus lineatus (Geoffroy, 1810)	-	-	X	-	X	-	-	-	-	76, 101
Sphaeronycteris toxophyllum Peters, 1882	X	X	-	-	-	-	X	-	X	31, 95, 99
Uroderma bilobatum Peters, 1866	X	X	X	-	X	X	X	X	-	7, 9, 25, 45, 69, 70, 72, 74, 97, 99, 101, 106, 107, 115, 128, 132, 159
Uroderma magnirostrum Davis, 1968	X	X	X	-	X	X	-	X	-	9, 25, 69, 73, 74, 97, 101, 106, 107, 108, 128, 132, 159
Vampyriscus bidens Dobson, 1878	X	X	X	-	-	X	X	-	X	7, 9, 45, 69, 73, 74, 87, 97, 115
Vampyriscus brocki Peterson, 1968	-	X	-	-	-	X	-	-	X	31, 159
Vampyressa thyone Thomas, 1909	X	-	X	-	-	-	X	-	X	70, 75, 87
Vampyrodes caraccioli (Thomas, 1889)	X	-	X	-	-	X	-	-	-	76, 99, 132, 145, 156
Desmodus rotundus (E. Geoffroy, 1810)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	7, 18, 20, 46, 70, 74, 87, 97, 99, 106, 107, 108, 115, 120, 128, 159
Diaemus youngi (Jentink, 1893)	X	X	X	-	X	X	-	-	-	7, 45, 72, 87, 97
Diphylla ecaudata (Spix, 1823)	X	-	X	-	-	X	X	-	-	31, 87, 97, 99, 156, 159
Natalidae										
Natalus espiritosantensis (Ruschi, 1951)	-	-	-	-	X	X	-	-	-	130, 135, 136, 146
Furipteridae										
Furipterus horrens F. Cuvier, 1828	-	X	-	-	-	X	-	-	-	99, 115
Thyropteridae										
Thyroptera discifera Lichtenstein and Peters, 1855	-	X	-	-	X	X	-	-	-	99, 100, 115
Thyroptera tricolor Spix, 1823	X	X	X	-	-	X	-	-	-	7, 18, 87, 99, 106, 107, 108, 115
Thyroptera lavali Pine, 1993	-	-	-	-	-	X	-	-	X	9, 73
Vespertilionidae										
Eptesicus andinus J. A. Allen, 1914	-	-	-	-	X	-	-	-	X	101
Eptesicus brasiliensis (Desmarest, 1819)	-	X	X	-	X	X	X	-	-	24, 31, 99, 144
Eptesicus chiriquinus Thomas, 1920	-	X	-	-	-	X	-	-	X	9, 31, 54, 125
Eptesicus diminutus Osgood, 1915	-	-	-	X	-	-	-	-	-	165
Eptesicus furinalis (d'Orbigny, 1847)	-	X	X	-	X	X	-	-	-	31, 84, 99, 101
Histiotus velatus I. Geoffroy, 1824	-	-	-	X	X	-	-	-	-	143, 156
Lasiurus blossevillii (Lesson and Garnot, 1826)	-	X	X	-	X	X	-	-	-	7, 9, 31, 44, 101, 105, 107, 139
Lasiurus castaneus Handley, 1960	-	X	-	-	-	-	-	-	X	31
Lasiurus ega Gervais, 1856	X	X	-	-	X	X	-	-	-	34, 44, 87, 101
Lasiurus egregius Peters, 1870	-	-	-	-	-	X	-	-	-	54, 167

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	AC	AM	AP	MA	MT	PA	RO	RR	END	Referências
Myotis albescens (Geoffroy, 1806)	X	X	X	-	X	X	X	-	-	87, 156
Myotis nigricans (Schinz, 1821)	-	X	X	-	-	X	-	-	-	97, 99, 115
Myotis riparius (Handley, 1960)	X	X	X	-	-	X	-	-	-	45, 59, 76, 87, 115
Myotis simus Thomas, 1901	-	X	-	-	X	X	-	-	-	31, 59
Rhogeessa hussoni Genoways and Baker, 1996	-	-	-	X	-	-	-	-	-	32
Rhogeessa io Thomas, 1903	-	X	-	X	X	-	-	-	X	60, 84
Molossidae										
Cynomops abrasus Temminck, 1827	-	X	-	-	X	X	-	-	-	101, 115, 153, 166
Cynomops greenhalli Goodwin, 1958	-	X	-	-	-	-	-	-	-	8
Cynomops paranus Thomas, 1901	-	X	-	-	X	X	-	-	X	9, 31, 98, 137, R. Gregorin (com. pess.)
Cynomops planirostris Peters, 1865	-	-	-	-	X	-	-	-	-	101
Eumops auripendulus Shaw, 1800	X	X	-	-	X	X	-	-	-	28, 87
Eumops bonariensis Peters, 1874	-	X	-	-	-	X	-	-	-	9, 28
Eumops glaucinus Wagner, 1843	-	X	-	-	X	X	-	-	-	28, 94, 99, 155, 156, R. Gregorin (com. pess.)
Eumops hansae Sanborn, 1932	-	X	-	-	-	-	-	-	-	28, 31, 43
Eumops perotis Schinz, 1821	-	X	-	X	-	X	-	-	-	16, 28, 99, 116
Eumops trumbulli (Thomas, 1901)	-	X	X	-	-	X	-	-	X	28, 97, 99, 103, 108, 141, 153, 154, 156
Molossops neglectus Williams & Genoways, 1980	-	-	-	-	-	X	-	-	-	3
Molossops temminckii Burmeister, 1854	-	X	-	-	X	-	-	-	-	2, 101, 155, 156, 158
Molossus barnesi Thomas, 1905	-	-	-	-	-	X	-	-	-	19
Molossus coibensis J. A. Allen, 1904	-	-	-	-	X	-	-	-	X	2, 27, 31
Molossus currentium Thomas, 1901	-	X	-	-	-	X	-	-	X	31, 65
Molossus molossus (Pallas, 1766)	X	X	X	X	X	X	X	X	-	2, 27, 69, 87, 97, 99, 101, 107, 128, 153, 157
Molossus pretiosus Miller, 1902	-	-	-	-	X	-	-	-	X	40
Molossus rufus E. Geoffroy, 1805	-	X	X	X	X	X	-	-	-	18, 20, 69, 97, 99, 101, 107
Neoplatymops mattogrossensis Vieira, 1942	-	-	-	-	X	X	X	-	-	38
Nyctinomops laticaudatus (E. Geoffroy, 1805)	-	X	X	-	X	X	X	X	-	38, R. Gregorin (com. pess.)
Nyctinomops macrotis Gray, 1840	-	-	-	X	X	X	-	-	-	31, R. Gregorin (com. pess.)
Promops centralis Thomas, 1915	X	-	-	-	-	X	-	-	X	40, 87
Promops nasutus (Spix, 1823)	-	X	X	-	-	X	-	-	-	80, 97, 142, 153, 156
Tadarida brasiliensis I. Geoffroy, 1824	-	-	-	-	-	-	-	X	-	110
Total: 146 espécies	59	110	79	21	74	120	50	42	46	

3. Distribuição das espécies

O PA é o estado com o maior número de espécies registradas (120), seguido pelo AM (110), AP (79), MT (74), AC (59), RO (50), RR (42), e a porção amazônica do MA, com 21 espécies. Pelo menos cinco espécies aguardam confirmação para o AP (*Cynomops* cf. *planirostris*, *Carollia* cf. *castanea*, *Glossophaga* cf. *longirostris*, *Micronycteris* cf. *homezi*, e *Eptesicus* cf. *chiriquinus* – Martins et al., no prelo) o que pode elevar o número real de espécies para aquele estado. Nove espécies são amplamente distribuídas, com registros em todos os estados amazônicos: *Saccopteryx bilineata* e *S. leptura*, *Micronycteris megalotis*, *Phyllostomus hastatus*, *Glossophaga soricina*, *Carollia perspicillata*, *Artibeus planirostris, Desmodus rotundus* e *Molossus molossus*. De maneira contrária, existe um grupo de 28 espécies cujos registros são conhecidos em apenas um estado: *Cyttarops alecto* (PA), *Diclidurus isabella* (AM), *Peropteryx trinitatis* (PA), *Saccopteryx gymnura* (PA), *Lonchorhina inusitata* (RO), *Micronycteris homezi* (PA), *Tonatia bidens* (MT), *Choeroniscus godmani* (PA), *Glossophaga longirostris* (RR), *Glossophaga commissarisi* (AM), *Lonchophylla mordax* (PA), *Sturnira magna* (AC), *Enchisthenes hartii* (RO), *Platyrrhinus aurarius* (AM), *Thyroptera lavali* (PA), *Eptesicus andinus* (MT), *Eptesicus diminutus* (MA), *Lasiurus castaneus* (AM), *Lasiurus egregius* (PA), *Rhogeessa hussoni* (MA), *Cynomops greenhalli* (AM), *Cynomops planirostris* (MT), *Eumops hansae* (AM), *Molossops neglectus* (PA), *Molossus barnesi* (PA), *Molossus coibensis* (MT), *Molossus pretiosus* (MT), e *Tadarida brasiliensis* (RR) (Tabela 1).

Discussão

1. Riqueza de espécies e distribuição do conhecimento

Considerando 167 espécies para o Brasil (Paglia et al. no prelo), com registros de pelo menos 146 espécies a Amazônia Legal abriga 87% da fauna de morcegos conhecida para o país, confirmando a importância do bioma para a diversidade nacional, não apenas para morcegos, mas para mamíferos em geral. Esta porcentagem

é superior quando comparada à de outros grupos de animais. Por exemplo, a Amazônia tem cerca de 76% das espécies de aves, 42% das espécies de cobras e 39% das espécies de lagartos e anfisbenídeos conhecidas no país (Marini & Garcia 2005, Rodrigues 2005). De fato, a significativa contribuição dos morcegos na riqueza faunística da Amazônia deve-se em parte ao elevado número de espécies aparentemente endêmicas à região: das 146 espécies registradas, pelo menos 46 tem, até o momento, a ocorrência restrita ao bioma amazônico (Tabela 1).

A lista de espécies de morcegos para a Amazônia Brasileira não está esgotada. Todos os países limítrofes à região possuem registros de espécies cuja ocorrência é bastante provável para o território brasileiro. Na Guiana Francesa, por exemplo, são seis espécies nesta condição: *Micronycteris brosseti*, *Natalus tumidirostris*, *Lasiurus atratus*, *Eumops maurus*, e *Molossus sinaloe* (Best et al. 2001, Catzeflis 2010); no Suriname, *Thyroptera devivoi*; e na Guyana, *Anoura latidens* e *Vampyressa pusilla* (Lim et al. 2005). Registros de *Lonchorhina orinocensis*, *Histiotus humboldti* e *Myotis oxyotus* na Venezuela, de *Lonchorhina marinkellei* na Colômbia, de *Micronycteris matses* no Perú, e de *Chiroderma salvini* na Bolívia, todos próximas à fronteira com o Brasil (veja Gardner 2008), podem indicar a possibilidade de ocorrência destas espécies também na Amazônia Brasileira. Situação similar ocorre com a presença do gênero *Mormoops*, uma vez que há registros para a espécie na Guyana, a cerca de 300 km da fronteira com o Brasil (Gardner 2008). Há ainda o caso de espécies com registros próximas à faixa de transição entre a Amazônia e o Cerrado no Brasil, tais como *Glyphonycteris behnii* e *Chiroderma doriae* (Sanborn 1949, Carter & Dolan 1978, Gregorin 1998). Além disso, há ainda novas espécies que se encontram em processo de descrição e a aceleração da revisão de material proveniente da Amazônia tombado em museus pode indicar novos registros. A situação do gênero *Platyrrhinus*, onde revisões recentes alteraram bastante o seu status taxonômico (veja Velazco et al. 2010), é um bom exemplo. Desta forma, é bastante plausível que a Amazônia Brasileira contenha mais de 160 espécies de morcegos.

O conhecimento sobre a ocorrência de espécies na Amazônia é, sobretudo, heterogêneo, com poucas áreas relativamente bem estudadas e grandes extensões que nunca foram amostradas. Considerando-se a extensão dos biomas brasileiros, a Amazônia é o menos amostrado para morcegos (Bernard et al. 2011). Para mamíferos em geral, Silva et al. (2001) constataram que, baseado nas coleções do INPA, MPEG, AMNH e FMNH, mais de 85% dos registros existentes são provenientes de apenas uma ou até no máximo 10 localidades por bacia hidrográfica ou estado, e ainda que, em média, menos de 50 espécies de mamíferos são registradas por localidade amostrada, sendo que os valores mais elevados estão associados a pesquisas que incluem a coleta de morcegos.

A heterogeneidade na riqueza de espécies registrada entre os estados da Amazônia Legal reflete claramente a importância da existência de centros de pesquisa com um histórico de coleta a eles associado. Pará e AM contam com cerca do dobro ou mais de espécies registradas no AC, RO ou RR, e isto se deve em grande parte à presença de instituições de pesquisa consolidadas nestes estados, como o INPA, em Manaus, e o MPEG, em Belém. Ambas as instituições contam com coleções de referência para morcegos, e suportam programas de pós-graduação e pesquisa, influenciando direta e positivamente no conhecimento científico da fauna local. Entretanto, mesmo assim, o conhecimento para o PA e AM ainda pode ser bastante melhorado.

No AP, o estabelecimento de um grupo de pesquisas em morcegos no Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas (IEPA) propiciou um salto significativo no conhecimento sobre a diversidade e distribuição dos morcegos no estado, partindo de 48 espécies registradas até 2006, para 79 espécies confirmadas após menos de dois anos de pesquisas e inventários (E. Bernard comunicação pessoal). Assim, além de apoiar um aumento e fixação de pesquisadores trabalhando com morcegos na região como um todo, especial atenção deve ser dada aos estados que contam com listas claramente sub-amostradas, de forma a preencher as lacunas de informação de maneira mais espacialmente uniforme e diminuir as discrepâncias sobre o conhecimento da fauna de morcegos na região.

2. Áreas prioritárias para futuros inventários

Bernard et al. (2011) computaram a distribuição dos registros conhecidos de morcegos no Brasil e agruparam-nos em células de 0,5 graus de latitude × 0,5 graus de longitude (cada uma com cerca de 3000 km^2). Esta análise indica que, embora conte com as localidades com a maior riqueza de espécies do país, apenas 23,9% da Amazônia dispõem de pelo menos um único registro formal para o grupo, e somente 5,1% do bioma podem ser considerados minimamente amostrados, contando com listas com no mínimo 20 espécies. É muito pouco diante da extensão, riqueza biológica e importância deste bioma.

A distribuição fragmentada dos registros disponíveis para espécies de morcegos na Amazônia Brasileira indica que ainda existem grandes lacunas de conhecimento que precisam ser preenchidas. Estas lacunas são: as porções amazônicas do TO, MA e MT; o Sul do PA e o Noroeste da Calha Norte Paraense; o Centro-Sul de RO; as porções Norte e Sul do AM distantes da capital Manaus; a porção Norte do AP; e a porção Centro-Norte de RR.

Podem ainda ser adicionadas a estas áreas, outras quatro apontadas por Silva et al. (2001) como prioritárias para a realização de inventários gerais na Amazônia:

- As áreas de transição vegetal entre o Bioma Amazônico e o Cerrado, Pantanal e a Caatinga;
- As matas de bambu, campinaranas, e enclaves de cerrado nas bordas das florestas de dossel fechado, e buritizais do oeste da Amazônia;
- O Sudeste da Amazônia, uma região extremamente degradada em muitas áreas e com importantes remanescentes; e
- As áreas ao longo do eixo Solimões-Amazonas e nos cursos baixos e médios dos rios da região, onde existe alta heterogeneidade de hábitats em contato.

3. Chaves de identificação

Identificar corretamente um organismo é essencial para o seu registro fidedigno. A grande riqueza de espécies de morcegos e a semelhança entre várias delas, em muitos casos distinguíveis apenas por caracteres cranianos ou genéticos, representam uma dificuldade real para a correta identificação e registro das espécies de morcegos para a Amazônia Brasileira. Tal fato é agravado por não existir, até o momento, uma chave de identificação especificamente desenvolvida para as espécies da Amazônia brasileira. As identificações atuais baseiam-se ou em chaves já defasadas, ou em chaves mais abrangentes para morcegos da América do Sul (Gardner 2008), ou áreas mais restritas, como as Guianas (Lim & Engstrom 2001). São usadas ainda chaves restritas a famílias, como Molossidae (Gregorin & Taddei 2002), ou ainda gêneros como, por exemplo, *Sturnira* (Giannini & Barquez 2003), *Diclidurus* (Ceballos & Medellín 1988), *Micronycteris* (Simmons 1996), *Lasiurus* (Shump Jr. & Shump 1982), *Lonchorhina* (Lassieur & Wilson 1989), *Mimon* (Ortega & Arita 1997) e *Platyrrhinus* (Ferrell & Wilson 1991). Neste sentido, é necessária uma ampla revisão dos caracteres presentes em indivíduos amazônicos, visando a identificação de possíveis padrões específicos para a região, e posterior elaboração de uma chave de identificação para os morcegos da Amazônia Brasileira que contenha

realmente informações úteis para a correta identificação destes taxa. Da mesma forma, reforçamos também a necessidade de que os acervos das coleções de referência presentes na região, tais como o INPA, o MPEG e o IEPA, precisam de cuidadosa revisão periódica, frente ao acréscimo de novas informações, publicações de novas chaves de identificação, e às constantes mudanças nomenclaturais experimentadas entre vários gêneros e espécies de morcegos.

4. Técnicas de inventário

A grande maioria dos inventários já conduzidos na Amazônia foi baseada principal ou exclusivamente no uso de redes de neblina, fator que contribui para a subestimativa da real diversidade de espécies de morcegos na região. O uso de redes é pouco eficaz na coleta de insetívoros aéreos que tendem a ser subamostrados com esta técnica (veja Simmons & Voss 1998). De fato, algumas das espécies menos registradas e menos conhecidas para o bioma são insetívoros (e.g. *Cytarops alecto*, *Diclidurus* spp., *Natalus espiritosantensis*, *Furipterus horrens*, *Eptesicus andinus*, *E. diminutus*, *Lasiurus* spp., *Rhogeessa io*, *Cynomops greenhalli*, e *Molossops neglectus*).

Desta forma, um viés metodológico (uso predominante de redes) nos coloca diante do questionamento: estas são espécies intrinsicamente raras ou elas são, na verdade, mal amostradas? O uso de gravações de sinais de ecolocalização poderia contribuir significativamente para o registro de espécies pouco capturadas com redes (e.g. MacSwiney et al. 2008), especialmente os insetívoros aéreos, e inventários futuros na região amazônica devem priorizar o uso de métodos complementares de captura, incluindo a busca diurna de abrigos, de forma a melhor contribuir para o registro da parcela de espécies que se encontra mais mal amostrada.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), à Elisabeth Kalko e Charles Handley (in memorian). E. Sampaio agradece ao Departamento de Zoofisiologia da Universidade de Tübingen e a Universidade de Ulm (ambas na Alemanha), CAPES/DAAD e WWF-Brasil. E. Bernard agradece ao Departamento de Zoologia da UFPE, ao CNPq, Bat Conservation International, Smithsonian Institution, Capes, Conservação Internacional, M. Brock Fenton, Bill Magnusson, Ana Albernaz, Edvaldo Faria e Adnor Costa. V. Tavares agradece ao departamento de Zoologia da Universidade Federal de Minas Gerais por acolhê-la como pesquisadora associada, e a Gustavo Fonseca, Sueli Marques-Aguiar, Maria Nazareth Ferreira da Silva, Nancy B. Simmons, Linda Gordon, Alfred L. Gardner e Paul M. Velazco. Os autores agradecem a Renato Gregorin, Alexandre Percequillo e dois revisores anônimos, por vários comentários enriquecedores ao trabalho. Da mesma forma, agradecemos a todos aqueles que geraram os registros utilizados nesta compilação.

Referências Bibliográficas

ALBERICO, M., CADENA, A., HERNÁNDEZ-CAMACHO, J. & MUÑOZ-SABA, Y. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. Biota Colomb. 1:43-75. {1}

ALLEN, J.A. 1916. Mammals collected on the Roosevelt Brazilian Expedition, with field notes by Leo E. Miller. Bul. Am. Mus. Nat. Hist. 35:559-610. {2}

ASCORRA, C.F., WILSON, D.E. & HANDLEY Jr., C.O. 1991. Geographic distribution of *Molossops neglectus* Williams and Genoways (Chiroptera: Molossidae). J. Mam. 72:828-830. {3}

BAKER, R.J., HOOFER, S.R., PORTER, C.A. & VAN DEN BUSSCHE, R.A. 2003. Diversification among New World leaf-nosed bats: an evolutionary hypothesis and classification inferred from digenomic congruence of DNA sequence. Occas. Pap., Mus. Texas Tech Univ. 230:1-32. {4}

BERNARD, E. 1999. Notes on a colony of *Peropteryx leucoptera* (Emballonuridae) in Brazil. Bat Res. News 40(2):37-38. {5}

BERNARD, E. 2001a. First capture of *Micronycteris homezi* Pirlot (Chiroptera: Phyllostomidae) in Brazil. Revta Bras. Zool. 18(2): 645-647. {6}

BERNARD, E. 2001b. Species list of bats (Mammalia: Chiroptera) of Santarém area, Pará State, Brazil. Revta Bras. Zool. 18:455-463. {7}

BERNARD, E. 2001c. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. J. Trop. Ecol. 17(1):115-126. {8}

BERNARD, E. & FENTON, M.B. 2002. Species diversity of bats (Chiroptera: Mammalia) in forest fragments, primary forests and savannas in Central Amazonia, Brazil. Can. J. Zool. 80:1124-1140. {9}

BERNARD E. & SAMPAIO, E.M. 2008. Morcegos da Amazônia Brasileira. In Morcegos no Brasil: biologia, sistemática, ecologia e conservação (S.M. Pacheco, R.V. Marques & C.E.L. Esbérard, eds). Armazém Digital, Porto Alegre, p. 243-252. {10}

BERNARD, E., ALBERNAZ, A.L.K.M. & MAGNUSSON, W.E. 2001. Bat species composition in three localities in the Amazon basin. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 36:177-184. {11}

BERNARD, E., MACHADO, R.B. & AGUIAR, L.M.S. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? Mammal Rev. 41(1):23-39. {12}

BEST, T.L., HUNT, J.L., MCWILLIAMS, L.A. &. SMITH, K.G. 2001. *Eumops maurus*. Mamm. Species 667:1-3. {13}

BEZERRA, A.M.R. & CUNHA, A.S. 2007. First occurrence of the genus *Diclidurus* Wied, 1820 (Emballonuridae: Emballonurinae) in central Brazil. Chirop. Neotrop. 13(1):205-306. {14}

CALENTANO, D. & VERÍSSIMO, A. 2007. O avanço da fronteira na Amazônia: do boom ao colapso. O Estado da Amazônia Indicadores 2:1-46. {15}

CARTER, D.C. & DOLAN, P.G. 1978. Catalogue of type specimens of Neotropical bats in selected European museums. Spec. Publ. Mus. Texas Tech Univ. 15:11-135. {16}

CARVALHO, C.T. 1960. Sobre alguns mamíferos do sudeste do Pará. Arq. Zool. Est. S. Paulo 11:121-132. {17}

CARVALHO, C.T. 1962. Lista preliminar dos mamíferos do Amapá. Pap. Av. Depto. Zool., São Paulo 15:283-297. {18}

CARVALHO, C.T. 1965. Comentários sobre alguns mamíferos descritos e figurados por Alexandre Rodrigues Ferreira em 1790. Arq. em Zoologia 12:7-70. {19}

CARVALHO, C.T. & TOCCHETON, A.J. 1969. Mamíferos do Nordeste do Pará, Brasil. Rev. Biol. Tropical, 15(2): 215-226. {20}

CATZEFLIS, F. 2010. Liste des mammiferes de Guyane. Internal Report. University of Montpellier, France. {21}

CEBALLOS, G. & MEDELLIN, R.A. 1988. *Diclidurus albus*. Mamm. Species 316:1-4. {22}

DALPONTE, J.C. & AGUIAR, L.M.S. 2009. The first record of *Diclidurus ingens* Hernandez Camacho, 1955 (Emballonuridae) in Central Brazil. Biota Neotrop. 9(4):249-252. {23}

DAVIS, W.B. 1966. Review of South American bats of the genus *Eptesicus*. Southwest. Nat. 11:245-274. {24}

DAVIS, W.B. 1968. A review of the genus *Uroderma* (Chiroptera). J. Mam. 49:676-98. {25}

DISCHER, D.S., BERNARDE, P.S. & FACURE, K.G. 2009. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Vampyrum spectrum* (Linnaeus, 1758): First record for the state of Rondônia, Brazil, and new prey records. CheckList 5(3):394-395. {26}

DOLAN, P.G. 1989. Systematics of Middle American mastiff bats of the genus *Molossus*. Spec. Publ. Mus. Texas Tech Univ. 29:1-71. {27}

EGER, J.L. 1977. Systematics of the genus *Eumops* (Chiroptera: Molossidae): Life Sci. Contr. R. Ont. Mus. 110:1-69. {28}

Eger, J.L. 2008. Family Molossidae. In Mammals of South America. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. (Gardner, A.L., ed.).The University of Chicago Press, Chicago, p. 399-436.

FARIA, D., SOARES-SANTOS, B. & SAMPAIO, E. 2006. Bats from the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. Biota Neotrop. 6:2-13. {29}

FERRELL C.S. & WILSON, D.E. 1991. *Platyrrhinus helleri*. Mamm. Species 373:1-5. {30}

GARDNER, A.L. 2008. Mammals of South America. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. The University of Chicago Press, Chicago, v.1. {31}

GENOWAYS, H.H. & BAKER, R.J. 1996. A new species of the genus *Rhogeessa*, with comments on geographic distribution and speciation in the genus. In Contributions in mammalogy: a memorial volume honoring Dr. J. Knox Jones, Jr. (H.H. Genoways & R.J. Baker, eds.). Museum of Texas Tech University, Lubock, p.83-87. {32}

GEORGE, T.K., MARQUES, S.A., de VIVO, M., BRANCH, L.C., GOMES, N. & RODRIGUEZ, R. 1988. Levantamento de mamíferos do Parque Nacional da Amazonia (Tapajós). Brasil Florestal 63:33-41. {33}

GERVAIS, P. 1856. Documents pour servier à la monographie de chéiroptères Sud-Americaines. Comptes Rendus Acad. Sci. Paris 42:547-50. {34}

GIANNINI, N.P. & BARQUEZ, R.M. 2003. *Sturnira erythromos*. Mamm. Species 729:1-5. {35}

GONÇALVES E. & GREGORIN, R. 2004. Quirópteros da Estação Ecológica da Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil, com o primeiro registro de *Artibeus gnomus* e *A. anderseni* para o Cerrado. Lundiana 5:143-149. {36}

GREGORIN, R. 1998. Extending geographic distribution of *Chiroderma doriae* Thomas, 1891 (Phyllostomidae, Stenodermatinae). Chirop. Neotrop. 4:98-99. {37}

GREGORIN, R. 2000. Filogenia de Molossidae Gervais, 1855 (Mammalia, Chiroptera). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo. {38}

GREGORIN, R. & DITCHFIELD, A.D. 2005. New genus and species of nectar-feeding bat in the tribe Lonchophyllini (Phyllostomidae: Glossophaginae) from northeastern Brazil. J. Mammal. 86:403-14. {39}

GREGORIN, R. & TADDEI, V.A. 2000. New records of *Molossus* and *Promops* from Brazil (Chiroptera: Molossidae). Mammalia 64:471-76. {40}

GREGORIN, R. & TADDEI, V.A. 2002. Chave artificial para a identificação de Molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). J. Neotrop. Mammal. 9(1):13-32. {41}

GREGORIN, R., CAPUSSO, G.L. & FURTADO, V.R. 2008. Geographic distribution and morphological variation in *Mimon bennettii* (Chiroptera, Phyllostomidae). Iheringia, Sér. Zool. 98(3):404-411. {42}

HANDLEY, C.O. 1955. A new species of Free-tailed bat (genus *Eumops*) from Brazil. Proc. Biol. Soc. Wash. 68:177-178. {43}

HANDLEY, C.O. 1960. Descriptions of new bats from Panama. Proc. U.S. Nat. Mus. 3442:459-479. {44}

HANDLEY, C.O. 1967. Bats of the canopy of an Amazonian forest. Atas do Simpósio da Biota Amazônica 5:211-215. {45}

HANDLEY, C.O. 1987. New species of mammals from northern South America: fruit-eating bats, genus *Artibeus* Leach. Fieldiana Zool. 39:163-72. {46}

HANDLEY, C.O. Jr. & FERRIS, K.C. 1972. Descriptions of new bats of the genus *Vampyrops*. Proc. Biol. Soc. Wash. 84:519-24. {47}

HANDLEY, C.O. Jr. & OCHOA G., J. 1997. New species of mammals from northern South America: a sword-nosed bat, genus *Lonchorhina* Tomes (Chiroptera: Phyllostomidae). Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle 57:71-82. {48}

HANSEN, M.C., STEHMAN, S.V., POTAPOV, P.V., LOVELAND, T.R., TOWNSHEND, J.R.G., DeFRIES, R.S., PITTMAN, K.W., ARUNARWATI, B., STOLLE, F., STEININGER, M.K., CARROLL, M. & DiMICELI, C. 2008. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. PNAS 105(27):9439-9444. {49}

HOOD, C. & GARDNER, A.L. 2008. Family Emballonuridae Gervais, 1856. In Mammals of South America, marsupials, xenarthrans, shrews, and bats (A.L. Gardner, ed.). The University of Chicago Press, Chicago, v.1, p.188-207. {50}

HOOFER, S.R. & BAKER, R.J. 2006. Molecular systematics of Vampyressine bats (Phyllostomidae: Stenodermatinae) with comparison of direct and indirect surveys of mitochondrial DNA variation. Mol. Phylogenet. Evol. 39:424-438. {51}

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2010. Estatísticas. http://www.ibge.gov.br (último acesso em 23/10/2010). {52}

JONES, J.K. Jr. & HOOD, C.S. 1993. Synopsis of South American bats of the family Emballonuridae. Occas. Pap. Mus. Texas Tech Univ. 155:1-32. {53}

KALKO, E.K.V. & HANDLEY, C.O. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. Plant Ecol. 33:546-550. {54}

KINGSTON T. 2009. Analysis of species diversity of bat assemblages. In Ecological and behavioral methods for the study of bats (T.H. Kunz & S. Parsons, eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore, p. 195-215. {55}

KUNZ, T.H. & FENTON, M.B. 2003. Bat ecology. The University of Chicago Press, Chicago. {56}

LASSIEUR, S. & WILSON, D.E. 1989. *Lonchorhina aurita*. Mamm. Species 374:1-4. {57}

LAURANCE, W.F., COCHRANE, M.A., BERGEN, S., FEARNSIDE, P.M., DELAMÔNICA, P., BARBER, C., D'ANGELO, S. & FERNANDES, T. 2001. The future of the Brazilian Amazon. Science 291(5503):438-439. {58}

LAVAL, R.K. 1973a. A revision of the Neotropical bats of the genus *Myotis*. Sci. Bull. Los Angeles Co. Mus. 15:1-54. {59}

LAVAL, R.K. 1973b. Systematics of the genus *Rhogeessa* (Chiroptera: Vespertilionidae). Occ. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kans. 19:1-47. {60}

LIM, B.K. & ENGSTROM, M.D. 2001. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. Biodiv. & Cons. 10:613-657. {61}

LIM, B.K., ENGSTROM, M.D. & OCHOA, J.G. 2005. Mammals. In Checklist of the terrestrial vertebrates of the Guiana Shield (T. Hollowell & R.P. Reynolds, eds.). Bulletin of the Biological Society of Washington 13, p 77-92. {62}

LIM, B.K., ENGSTROM, M.D., LEE Jr., T.E., PATTON, J.C. & BICKHAM, J.W. 2004. Molecular differentiation of large species of fruit-eating bats (*Artibeus*) and phylogenetic relationships based on the cytochrome b gene. Acta Chirop. 6:1-12. {63}

LIMA, J.L. 1926. Os morcegos da collecção do Museu Paulista. Rev. Mus. Paulista, São Paulo 14:43-128. {64}

LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. & PRESLEY, S.J. 2001. Taxonomic status of *Molossus bondae* J. A. Allen, 1904 (Chiroptera: Molossidae), with description of a new species. J. Mamm. 82(3):760-774. {65}

MACSWINEY, M.C, CLARKE, F.M. & RACEY, P.A. 2008. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. J. Appl. Ecol. 45:1364-1371. {66}

MARCIENTE, R. & CALOURO, A.M. 2009. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Lampronycteris brachyotis* (Dobson, 1879): first record in Acre, Brazil. Check List 5(4):886-889. {67}

MARINI, M.A. & GARCIA, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. Megadiversidade 1(1):95-102. {68}

MARQUES, S.A. 1985. Novos registros de morcegos do Parque Nacional da Amazônia (Tapajós), com observações do período de atividade noturna e reprodução. Bol. MPEG zool. 2:71-83. {69}

MARQUES, S.A. 1989. Ecologia animal. Levantamento faunístico da área sob influência da BR-364 (Cuiabá-Porto Velho). Programa Polonoroeste. SCT/PR CNPq, Programa Polonoreste, Relatório de Pesquisa n.4. {70}

MARQUES, S.A. & OREN, D.C. 1987. First Brazilian record for *Tonatia schulzi* and *Sturnira bidens* (Chiroptera: Phyllostomidae). Bol. MPEG zool. 3:159-60. {71}

MARQUES-AGUIAR, S.A. & AGUIAR, G.F.S. 2002. Interações de quirópteros em ecossistemas tropicais: perspectivas de estudo para Caxiuanã. In Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica (P.L.B. Lisboa, org.). MPEG, Belém, p.651-668. {72}

MARQUES-AGUIAR, S.A., AGUILA, M.V., AGUIAR, G.F.S., SALDANHA, N., SILVA-JUNIOR, J.S. & ROCHA, M.M.B. 2003. Caracterização e perspectivas de estudo dos quirópteros da Estação Científica Ferreira Penna- município de Melgaço- PA. Idéias e Debates 6:1-3. {73}

MARQUES-AGUIAR, S.A., MELO, C.C.S., AGUIAR, G.F.S. & QUEIRÓZ, J.A.L. 2002. Levantamento preliminar da mastofauna da região de Anajás-Muaná, Ilha de Marajó, Pará, Brasil. Rev. Bras. Zool., 19(3):841-854. {74}

MARTINS, A.C.M., BERNARD, E. & GREGORIN, R. 2006. Inventários biológicos rápidos de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em três unidades de conservação do Amapá, Brasil. Revta Bras. Zool. 23:1175-1184. {75}

MARTINS, A.C.M., BERNARD, E., GREGORIN, R. & SILVA, W.A.S. 2011. Filling data gaps on the diversity and distribution of Amazonian bats (Chiroptera): The case of Amapá, easternmost Brazil. Zoologia. No prelo. {76}

MCLEELAN, L.J & KOOPMAN, K.F. 2007. Sufamily Carolliinae Miller, 1924. In Mammals of South America, marsupials, xenarthrans, shrews, and bats (A.L. Gardner, ed.). The University of Chicago Press, Chicago, v. 1, p. 208-218. {77}

MCNAB, B.K. 1969. The economics of temperature regulation in Neotropical bats. Comp. Biochem. Physiol. 31:227-68. {78}

MILLER, G.S. 1902. Twenty new American bats. Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 54:389 412. {79}

MILLER, G.S. 1913. Notes on the bats of the genus *Molossus*. Proc. U.S. Nat. Mus. 46:85-92. {80}

MIRANDA RIBEIRO, A. 1914. Zoologia. Commisão de linhas telegráphicas estratégicas de Matto Grosso ao Amazonas. Annexo 5, Historia Natural. Publ. n.17, Mammíferos. 49p. {81}

MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., GIL, P.R. & PILGRIM, J. 2000. Wilderness. Earth's last wild places. CEMEX, Mexico City. {82}

MOK, W.Y. & LACEY, L.A. 1980. Algumas considerações ecológicas sobre morcegos vampiros na epidemiologia da raiva humana na Bacia Amazônica. Acta Amaz. 10:335-42. {83}

MOK, W.Y., WILSON, D.E., LACEY, L.A. & LUIZÃO, R.C.C. 1982. Lista atualizada de quirópteros da Amazônia brasileira. Acta Amaz. 12:817-23. {84}

MORTON, D.C., DEFRIES, R.S., SHIMABUKURO, Y.E., ANDERSON, L.O., ARAI, E., ESPIRITO-SANTO, F.B., FREITAS, R. & MORISETTE, J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. PNAS 103(39):14637-14641. {85}

NOGUEIRA, M.R., POL, A. & PERACCHI, A.L. 1998. Use of water holes by Stenodermatinae bats in western Amazonian Brazil. Bat Res. News. 39:95. {86}

NOGUEIRA, M.R., POL, A. & PERACCHI, A.L. 1999. New records of bats from Brazil with a list of additional species for the chiropteran fauna of the state of Acre, western Amazon basin. Mammalia 63:363-368. {87}

OCHOA, J.G. & SÁNCHEZ, J.H. 2005. Taxonomic status of *Micronycteris homezi* (Chiroptera, Phyllostomidae). Mammalia 69:323-36. {88}

ORTEGA, J. & ARITA, H.T. 1997. *Mimon bennettii*. Mamm. Species 549:1-4. {89}

OSGOOD, W.H. 1916. Mammals of the Collins-Day South American Expedition. Field Mus. Nat. Hist. Zool. ser. 10:199-216. {90}

PACHECO S.M., MARQUES, R.V. & ESBÉRARD, C.E.L. 2008. Morcegos do Brasil: biologia, ecologia e conservação. Armazém Digital, Porto Alegre. {91}

PACHECO, V. & PATTERSON, B.D. 1991. Phylogenetic relationships of the new world bat genus *Sturnira* (Chiroptera: Phyllostomidae). Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 206:101-121. {92}

PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., HERRMANN, G., AGUIAR, L.M.S., CHIARELLO, A.G., LEITE, Y.L.R., COSTA, L.P., SICILIANO, S., KIERULFF, C.M., MENDES, S.L., TAVARES, V., MITTERMEIER, R.A. & PATTON, J.L. 2011. Anoted List of Brazilian Mammals. 2nd version revised. Occasional Papers in Conservation Biology, The University of Chicago Press, Chicago. No prelo. {93}

PATTERSON, B.D. 1992. Mammals in the Royal Natural History Museum, Stockholm, collected in Brazil and Bolivia by A. M. Olalla during 1934-1938. Fieldiana Zool. 66:1-42. {94}

PERACCHI, A.L. 1986. Considerações sobre a distribuição e a localidade-tipo de *Sphaeronycteris toxophyllum* Peters, 1882 (Chiroptera: Phyllostomidae). Pub. Av. MNRJ 97-100. {95}

PERACCHI, A.L. & ALBURQUERQUE, S.T. 1985. Considerações sobre a distribuição geográfica de algumas espécies do gênero *Micronycteris* Gray, 1866 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). Arq. UFRRJ 8:23-26. {96}

PERACCHI, A.L., RAIMUNDO, S.D.L. & TANNURE, A.M. 1984. Quirópteros do território Federal do Amapá, Brasil (Mammalia: Chiroptera). Arq. UFRRJ 89-100. {97}

PETERS, S.L., LIM, B.K. & ENGSTROM, M.D. 2002. Systematics of dog-faced bats (*Cynomops*) based on molecular and morphometric data. J. Mamm. 83:1097-1110. {98}

PICCININI, R.S. 1974. Lista provisoria dos quirópteros da colecão do Museu Paraense Emílio Goeldi (Chiroptera). Bol. MPEG zool. 77:1-32. {99}

PINE, R.H. 1993. A new species of *Thyroptera* Spix (Mammalia: Chiroptera: Thyropteridae) from the Amazon Basin of northeastern Perú. Mammalia 57:213-225. {100}

PINE, R.H., BISHOP, I.R. & JACKSON, R.L. 1970. Preliminary list of mammals of the Xavantina/Cachimbo expedition (Central Brazil). Trans. Royal Soc. Trop. Med. Hyg. 64:668-670. {101}

PINE, R.H., LAVAL, R.K., CARTER, D.C. & MOK, W.Y. 1996. Notes on the graybeard bat, *Micronycteris daviesi* (Hill) (Mammalia: Chiroptera: Phyllostomidae), with the first records from Ecuador and Brazil. In Contributions in Mammalogy: A Memorial Volume Honoring Dr. J. Knox Jones, Jr. (H.H. Genoways & R.J. Baker, eds). Museum of Texas Tech University, Lobock, p.183-190. {102}

PIRLOT, P. 1972. Chiropteres de Moyenne Amazonie. Mammalia 36:71-85. {103}

PRESLEY, S.J., WILLIG, M.R., WUNDERLE Jr., M. & SALDANHA, L.N. 2008. Effects of reduced-impact logging and forest physiognomy on bat populations of lowland Amazonian forest. J. Appl. Ecol. 45(1):14-25. {104}

REIS, N.R. 1984. Estrutura de comunidade de morcegos na região de Manaus, Amazonas. Rev. Bras. Biol. 44:247-54. {105}

REIS, N.R. & GUILLAUMET, J.L. 1983. Les chauvessouris frugivores de la région de Manaus et leur rôle dans la dissémination des espèces véegétales. Rev. Ecol. (Terre Vie) 38:147-69. {106}

REIS, N.R. & PERACCHI, A.L. 1987. Quirópteros da região de Manaus, Amazonas, Brasil (Mammalia, Chiroptera). Bol. MPEG zool. 3:161-82. {107}

REIS, N.R. & SCHUBART, H.O.R. 1979. Notas preliminares sobre os morcegos do Parque Nacional da Amazônia (Médio Tapajós). Acta Amaz. 9:507-515. {108}

REIS, N.R., PERACCHI, A.L., PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. 2007. Morcegos do Brasil. Universidade de Londrina, Londrina, 253p. {109}

ROBINSON, F. 1998. The bats of the Ilha de Maracá. In Maracá: the biodiversity and environment of an Amazonian Rainforest (J.A. Ratter & W. Milliken, eds.). John Wiley & Sons, London, p.165-188. {110}

RODRIGUES, A.S.L., EWERS, R.M., PARRY, L., SOUZA Jr., C., VERÍSSIMO, A. & BALMFORD, A. 2009. Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier. Science 324(5933):1435-1437. {111}

RODRIGUES, M.T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. Megadiversidade 1(1):87-94. {112}

SALDANHA, N.L. 2000. Caracterização da comunidade de quirópteros (Mammalia) em áreas naturais e manejadas da Floresta Nacional do Tapajós, PA - Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém. {113}

SALDANHA, N.L., AGUIAR, S.M. & ROCHA, M.B.B. 2000. Levantamento de quirópteros da Floresta Nacional do Tapajós. In XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, p.587. {114}

SAMPAIO, E.M., KALKO, E.K.V., BERNARD, E., RODRÍGUEZ-HERRERA, B. & HANDLEY, C.O. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 38(1):17-31. {115}

SANBORN, C.C. 1932. Neotropical bats in the Carnegie Museum. Annals of the Carnegie Museum 21:171-183. {116}

SANBORN, C.C. 1937. American bats of the subfamily Emballonuridae. Field Mus. Nat. Hist. Zool. Series 20:321-354. {117}

SANBORN, C.C. 1949. Bats of the genus *Micronycteris* and its subgenera. Fieldiana Zool. 31:215-233. {118}

SCHNEIDER, M.C., ROMIJN, P.C., UIEDA, W., TAMAYO, H., da SILVA, D.F., BELOTTO, A., da SILVA, J.B. & LEANES, L.F. 2009. Rabies transmitted by vampire bats to humans: An emerging zoonotic disease in Latin America? Pan. Am. J. Public Health 25(3):260-269. {119}

SCHNEIDER, M.C., SANTOS-BORGOA, C., ARON, J., MUÑOZ, B., RUIZ-VELAZCO, S. & UIEDA, W. 1996. Potential force of infection of human rabies transmitted by vampire bats in the Amazonian region of Brazil. Am. J. Trop. Med. Hyg. 5:680-684. {120}

SHUMP Jr., K.A. & SHUMP, A.U. 1982. *Lasiurus borealis*. Mamm. Species 183:1-6. {121}

SILVA, M.N.F., RYLANDS, A.B. & PATTON, J.L. 2001. Biogeografia e conservação da mastofauna na floresta amazônica brasileira. In Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. (J.P.R. Capobianco, A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. dos Santos & L.P. Pinto, orgs.). Instituto Socioambiental, São Paulo. {122}

SIMMONS, N.B. 1996. A new species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Northeastern Brazil, with comments on phylogenetic relationships. Am. Mus. Novit. 3158:1-34. {123}

SIMMONS, N.B. 2005. Chiroptera. In Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference (D.E. Wilson & D.M. Reeder, eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore. {124}

SIMMONS, N.B. & VOSS, R.S. 1998. The mammals of Paracou French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part I. Bats. Bul. Am. Mus. Nat. Hist. 237: 1-219. {125}

SIMMONS, N.B., VOSS, R.S. & FLECK, D.W. 2002. A new Amazonian species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) with notes on the roosting behavior of sympatric congeners. Am. Mus. Novit. 3358:1-14. {126}

SOLARI, S. & BAKER, R.J. 2006. Mitochondrial DNA sequence, karyotypic, and morphological variation in the Carollia castanea species complex (Chiroptera: Phyllostomidae) with description of a new species. Occas. Papers Mus. Texas Univ. 254:1-16. {127}

TADDEI, V.A. & REIS, N.R. 1980. Notas sobre alguns morcegos da Ilha de Maracá, Território Federal de Roraima (Mammalia, Chiroptera). Acta Amaz. 10:363-68. {128}

TADDEI, V.A. & REIS, N.R. 1983. Uma nova espécie de *Lonchophylla* do Brasil e chave para identificação das espécies do gênero (Chiroptera, Phyllostomidae). Ciênc. Cult. 35:625-29. {129}

TADDEI, V.A. & UIEDA, W. 2001. Distribution and morphometrics of *Natalus stramineus* from South America (Chiroptera, Natalidae). Iheringia, Sér. Zool. 91:123-132. {130}

TADDEI, V.A. & VICENTE-TRANJAN, E.C. 1998. Biological and distributional notes on *Platyrrhinus helleri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in Brazil. Mammalia 62:112-17. {131}

TADDEI, V.A., REZENDE, I.M. & CAMORA, D. 1990. Notas sobre uma coleção de morcegos de Cruzeiro do Sul, Rio Juruá, Estado do Acre (Mammalia: Chiroptera). Bol. MPEG zool. 6:75-88. {132}

TADDEI, V.A., VIZOTTO, L.D. & SAZIMA, I. 1978. Notas sobre *Lionycteris* e *Lonchophylla* nas colecções do Museu Paraense Emílio Goeldi (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). Bol. MPEG zool. 92:1-14. {133}

TAVARES, V.C., GREGORIN, R. & PERACCHI, A.L. 2008. Diversidade de morcegos no Brasil: lista atualizada com comentários sobre distribuição e taxonomia. In Morcegos no Brasil: biologia, sistemática, ecologia e conservação (S.M. Pacheco, R.V. Marques, R.V. & C.E.L. Esberard, orgs.). Armazém Digital, Porto Alegre, p. 25-58. {134}

TEJEDOR, A. 2006. The type locality of *Natalus stramineus* (Chiroptera: Natalidae): implications for the taxonomy and biogeography of the genus *Natalus*. Acta Chirop 8(2):361-380. {135}

TEJEDOR, A., TAVARES, V.C. & SILVA-TABOADA, G. 2005. A revision of extant Greater Antillean bats of the genus *Natalus* (Chiroptera: Natalidae). Am. Mus. Novit. 3493:1-22. {136}

THOMAS, O. 1901a. A new free-tailed bat from the lower Amazons. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 7, 7:190-91. {137}

THOMAS, O. 1901b. New species of *Saccopteryx*, *Sciurus*, *Rhipidomys* and *Tatu* from South America. Ann. Mag. Nat. Hist. 7:366-371. {138}

THOMAS, O. 1901c. On a collection of bats from Para. Ann. Mag. Nat. Hist., ser. 7, 8:189-93. {139}

THOMAS, O. 1912. New bats and rodents from S. America. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 8, 10:403-411. {140}

THOMAS, O. 1913. On some rare Amazonian mammals from the collection of the Para Museum. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 8, 11:130-136. {141}

THOMAS, O. 1915. On bats of the genus *Promops*. Ann. Mag. Nat. Hist. 8:61-65. {142}

THOMAS, O. 1916. Notes on the bats of the genus *Histiotus*. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 9, 5: 188-196. {143}

THOMAS, O. 1920a. On Neotropical bats of the genus *Eptesicus*. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 9, 5:360-67. {144}

THOMAS, O. 1920b. On mammals from the lower Amazons in the Goeldi Museum, Para. Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 9, 6:266-83. {145}

TRAJANO, E. & MOREIRA, J.R.A. 1991. Estudo da fauna de cavernas da Província Espeleológica Arenítica Altamira-Itaituba, Pará. Rev. Brasil. Biol. 51:13-29. {146}

UIEDA, W. 1980. Ocorrência de *Carollia castanea* na Amazônia Brasileira (Chiroptera, Phyllostomidae). Acta Amaz. 10:936-938. {147}

UIEDA, W. & PEDRO, W.A. 1996. Chiroptera in the XXI Brazilian Zoology Congress. Chiropt. Neotrop. 2:41-42. {148}

VELAZCO, P.M. 2005. Morphological phylogeny of the bat genus *Platyrrhinus* Saussure, 1860 (Chiroptera: Phyllostomidae) with the description of four new species. Fieldiana Zool. 105:1-53. {149}

VELAZCO, P.M. & GARDNER, A.L. 2009. A new species of *Platyrrhinus* (Chiroptera: Phyllostomidae) from western Colombia and Ecuador, with emended diagnoses of *P. aquilus*, *P. dorsalis*, and *P. umbratus*. Proc. Biol. Soc. Wash. 122(3):249-281. {150}

VELAZCO, P.M. & PATTERSON, B.D. 2008. Phylogenetics and biogeography of the broad-nosed bats, genus *Platyrrhinus* (Chiroptera: Phyllostomidae). Mol. Phyl. Evol. 49:749-759. {151}

VELAZCO, P.M., GARDNER, A.L. & PATTERSON, B.D. 2010. Systematics of the *Platyrrhinus helleri* complex (Chiroptera: Phyllostomidae), with descriptions of two new species. Zool. J. Linnean Soc. 159:785-812. {152}

VIEIRA, C.O.C. 1942. Ensaio monográfico sobre os quirópteros do Brasil. Arq. Zool. Est. S. Paulo 3:1-47. {153}

VIEIRA, C.O.C. 1948. Nova contribuição ao conhecimento dos mamíferos do Rio Juruá. Bol. MPEG zool. 10:239-274. {154}

VIEIRA, C.O.C. 1951. Notas sobre mamíferos obtidos pela expedição do Instituto Butantan ao Rio das Mortes e Serra do Roncador. Pap. Av. Zool. MZUSP 10:105-125. {155}

VIEIRA, C.O.C. 1955. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. Arq. Zool. Est. S. Paulo 8:341-474. {156}

VIEIRA, C.O.C. 1957. Sobre mamíferos do estado do Maranhão. Pap. Av. Zool. MZUSP 13:125-132. {157}

VIZOTTO, L.D. & TADDEI, V.A. 1976. Notas sobre *Mollosops temminckii temminckii* e *Mollosops planirostris* (Chiroptera - Molossidae). Naturalia 2:47-59. {158}

VOSS, R.S. & EMMONS, L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. Bul. Am. Mus. Nat. Hist. 230:1-115. {159}

WAGNER, J.A. 1843. Diagnosen neuer Arten Brasilischer Handflügler. Arch. Naturgesch. 9:365-368. {160}

WEBSTER, W.D. 1993. Systematics and evolution of bats of the genus *Glossophaga*. Spec. Pub. Mus. Texas Tech. Univ. 36:1-184. {161}

WEBSTER, W.D. & HANDLEY. C.O. 1986. Systematics of Miller's long tongued bat, *Glossophaga longirostris*, with description of two new species. Occ. Pap. Mus. Texas Tech Univ. 100:1-22. {162}

WEBSTER, W.D & JONES Jr., J.K. 1987. A new subspecies of *Glossophaga commissarisi* (Chiroptera: Phyllostomidae) from South America. Occ. Pap. Mus. Texas Tech Univ. 109:1-7. {163}

WEBSTER, W.D. & JONES Jr., J.K. 1993. *Glossophaga commissarisi*. Mamm. Species 446:1-4. {164}

WILLIAMS, C.F. 1978. Taxonomic and karyologic comments on small brown bats, genus *Eptesicus*, from South America. Ann. Carnegie Mus. 47:361-383. {165}

WILLIAMS, S.L. & GENOWAYS, H.H. 1980. Results of the Alcoa Foundation-Suriname Expeditions. IV. A new species of bat of the genus *Molossops* (Mammalia: Molossidae). Ann. Carnegie Mus. 49:487-498. {166}

WILLIAMS, S.L., PHILLIPS, C.J. & PUMO, D.E. 1990. New records of bats from French Guiana. Texas J. Sci. 42:204-206. {167}

WILLIAMS, S.L., WILLIG, M.R. & REID, F.A. 1995. Review of the *Tonatia bidens* complex (Mammalia: Chiroptera), with descriptions of two new subspecies. J. Mamm. 76:612-626. {168}

WILSON, D.E. & REEDER D.M. 2005. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. Johns Hopkins University Press, Baltimore. {169}

Recebido em 08/08/2010
Versão reformulada recebida em 02/12/2010
Publicado em 04/01/2011

Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte

Lidiani Queli Lubas Ximenes[1,4], Lúcia Aparecida de Fatima Mateus[2] & Jerry Magno Ferreira Penha[3]

[1]Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, CEP 79070- 900, Campo Grande, MS, Brasil, e-mail: lqueli@hotmail.com
[2]Laboratório de Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, CEP 78060- 900, Cuiabá, MT, Brasil, e-mail: lmateus@ufmt.br
[3]Laboratório de Ecologia de Populações, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, CEP 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil, e-mail: jpenha@ufmt.br
[4]Autor para correspondência: Lidiani Queli Lubas Ximenes, e-mail: lqueli@hotmail.com

XIMENES, L.Q.L., MATEUS, L.A.F. & PENHA, J.M.F. **Temporal and Spatial variation in composition of feeding guilds of the fish fauna of oxbow lakes of the Cuiabá River, Northern Pantanal.** Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03211012011.

Abstract: This study aimed to evaluate the spatial and temporal variation of the feeding guilds of fish communities of 10 oxbow lakes of the Cuiabá River in the Pantanal. The lagoons were sampled in three periods of the hydrological cycle (beginning and ending of the dry and flooding season of 2005). The feeding guilds were determined through analysis of stomach contents of the most abundant species in the community. Were analyzed 37 species belonging to eight trophic guilds (insectivore, herbivore, omnivore, zooplanktivore, planktivore, detritivore, benthivore and iliophage), whitch varied spatially and temporally. A change in the composition of trophic guilds between the periods and locations was observed, but the number of guilds did not vary for either of them. Our results suggest that spatial and temporal variation in the composition of the guilds can be related to many factors, such as alterations in the composition of the community where new species can contribute to the different trophic guilds; and the exploration of more abundant resources in certain periods of the year favoring the presence of some guilds only in some periods.
Keywords: *trophic groups, fishes, hydrological cycle, feeding ecology, community structure.*

XIMENES, L.Q.L., MATEUS, L.A.F. & PENHA, J.M.F. **Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03211012011.

Resumo: O presente trabalho teve como objetivo avaliar a variação espacial e temporal das guildas alimentares das comunidades de peixes em 10 lagoas marginais do Rio Cuiabá no Pantanal. As lagoas foram amostradas em três períodos do ciclo hidrológico (início e final da seca e início da enchente de 2005). As guildas alimentares foram determinadas através da análise do conteúdo estomacal das espécies mais abundantes da comunidade. Foram analisadas 37 espécies pertencentes a oito guildas alimentares (insetívora, herbívora, onívora, zooplanctívora, planctívora, detritívora, bentívora e iliófaga), as quais variaram espacial e temporalmente. Observamos uma mudança na composição das guildas tróficas entre os períodos e locais analisados, porém o número de guildas não variou espaço-temporalmente. Nossos resultados sugerem que as mudanças espaciais e temporais na composição das guildas podem estar relacionadas com diversos fatores, como as alterações na composição da comunidade onde novas espécies podem compor as diferentes guildas; a exploração de recursos mais abundantes em determinadas épocas do ano favorecendo a presença de algumas guildas somente em alguns períodos.
Palavras-chave: *grupos tróficos, peixes, ciclo hidrológico, ecologia alimentar, estrutura de comunidade.*

Introdução

Registros sobre a alimentação de peixes são comuns em estudos de ecologia de comunidades. Entretanto, determinar os padrões de estrutura alimentar de uma comunidade através das guildas existentes não é uma tarefa fácil já que as espécies apresentam alterações na dieta em função do espaço e do tempo e com o desenvolvimento dos indivíduos. As guildas alimentares presentes no habitat influenciam diretamente o tamanho das cadeias alimentares (Hoeinghaus et al. 2008) afetando a estrutura da comunidade (Pace et al. 2004; Paine 1980) e o funcionamento do ecossistema (Duffy et al. 2005).

O termo "guilda" tem sido bastante utilizado em trabalhos de ecologia de comunidade sendo definido por Simberloff & Dayan (1991) como um grupo de espécies que exploram os mesmos recursos de forma similar. O uso deste termo em estudos ecológicos deve ser analisado criteriosamente já que há distinção entre o termo guilda e demais termos utilizados como grupos funcionais, guildas tróficas, nichos tróficos. Menge et al. (1986) distinguiram o termo guilda de grupos funcionais definindo a guilda como um grupo de espécies que utilizam o mesmo recurso e grupos funcionais como método de forrageamento das espécies. Neste trabalhou adotou-se a terminologia "guilda trófica" para definir o grupo de espécies que exploram o mesmo recurso alimentar (Yodzis 1982, Burns 1989).

Através da análise das guildas tróficas pode-se descrever a estrutura trófica e as interações alimentares dentro de comunidades biológicas (Specziár & Rezsu 2009). Além disso, o conhecimento da ecologia trófica de um determinado sistema é importante não só para se determinar os hábitos alimentares das espécies, mas para compreender as relações inter-específicas e inter-guildas (Elliott et al. 2007). De acordo com Winemiller & Jepsen (1998) esses dados são a base para construção de teias alimentares e fornecem embasamento para trabalhos de manejo e conservação de ecossistemas.

A composição e a distribuição das espécies que compõe as guildas são dependentes de vários fatores como a estrutura do habitat, disponibilidade de alimento, riqueza e composição de espécies da comunidade, a relação inter e intra-específicas e os fatores ambientais. O alimento é o recurso mais comum na segregação entre espécies, sendo que este pode variar no segmento espaço-temporal e afetar diretamente a composição das guildas existentes na comunidade (Ross 1986).

Em áreas alagáveis há períodos de inundação e de seca que influenciam fortemente a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas devido às condições hidrológicas (Lake 2003). Mudanças temporais na disponibilidade de alimento afetam as relações tróficas da comunidade (Winemiller & Jepsen 1998), pois alteram a composição qualitativa e quantitativa da oferta de recursos ao longo do ano.

Além disso, a variação espacial no tipo de habitat é outro fator importante que influencia a estratégia alimentar, determinando as oportunidades de forrageamento das espécies (Hajisamae et al. 2003) sendo que a disponibilidade de recursos para uma espécie pode ser diferente conforme o habitat que ela esta inserida (Hajisamae 2009).

Apesar de vários estudos sobre alimentação das espécies de peixes do Pantanal terem sido realizados (Sazima & Machado 1990, Catella 1992, Resende 1996), a maioria deles procurou apenas identificar os hábitos alimentares das espécies não verificando a influência que as mudanças espaciais e temporais no habitat e nas características dos ambientes estudados têm na composição das guildas alimentares. Desta forma, neste trabalho tivemos como objetivo determinar os padrões de variação das guildas alimentares em lagoas marginais do Rio Cuiabá, procurando indicar quais guildas alimentares compõe a comunidade e avaliando se o número e a composição das guildas alimentares se alteram espaço-temporalmente.

Material e Métodos

1. Área de estudo

As coletas foram realizadas em lagoas marginais da planície de inundação do Rio Cuiabá, situadas na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) SESC-Pantanal e seu entorno. A região é situada na porção norte do Pantanal Matogrossense e está posicionada entre os paralelos 16º e 17º S e os meridianos 56º e 57º W no Estado de Mato Grosso (Figura 1).

O ciclo hidrológico da região pode ser dividido em quatro períodos (enchente, cheia, vazante e seca) de acordo com o nível da água do rio. Dados históricos (1993-2004) indicam que no Rio Cuiabá o inicio da inundação na planície ocorre quando o nível do rio atinge 240 cm, sendo que isso normalmente ocorre entre os meses de dezembro e abril, podendo este período variar entre os anos (Bailly et al. 2008).

As amostragens dos peixes foram realizadas na zona litoral vegetada de 10 lagoas permanentes da planície de inundação do Rio Cuiabá durante o ano de 2005, em três períodos do ciclo hidrológico da região: junho (início da seca), setembro (final da seca) e dezembro (início da enchente) (Figura 2).

Para a coleta dos exemplares foram realizados nove lances de peneira na zona litoral vegetada das lagoas. Esse apetrecho é composto de um saco em forma de funil com 1 m^2 de boca e profundidade de 1 m, confeccionado com tela de naylon de 1,5 mm de abertura de malha. Apesar de ineficiente para captura de espécies de grande porte, é eficiente para a coleta de espécies de pequeno porte, que são predominantes nas zonas litorais vegetadas das lagoas da região (Baginski et al. 2007).

As seguintes características físicas das lagoas foram tomadas: i) proporção de macrófitas aquáticas (obtida visualmente através de um ranking com quatro posições variando de 0 a 100% de cobertura); ii) a área de superfície das lagoas (hectares) e a distância mínima do rio (metros) obtidas através de imagens do Satélite Landsat7 (Padovani et al. 2003) (Tabela 1).

2. Análise de dados

Para determinação da dieta foram analisados 10 conteúdos estomacais das espécies mais abundantes, consideradas aqui como aquelas que apresentaram abundância superior a 10 indivíduos/m^2 em pelo menos uma lagoa analisada. Os exemplares foram eviscerados e seus conteúdos estomacais analisados sob microscópio estereoscópico. Os recursos alimentares foram identificados com auxilio de bibliografias apropriadas a cada grupo taxonômico: Borror & Delong (1988), Perez (1988), Stehr (1987) para invertebrados; Needham & Needham 1982 para organismos aquáticos em geral; Elmoor-Loureiro 1997 para zooplâncton e Bicudo & Menezes 2006 para o fitoplâncton.

Os recursos alimentares foram quantificados pelo método de pontos (Hynes 1950), a conversão dos itens ingeridos pelas espécies em proporções relativas foi calculada através da relação

Tabela 1. Características principais das lagoas marginais amostradas no Rio Cuiabá, Pantanal Norte.

Table 1. Main characteristics of the sampled oxbow lakes of the Cuiabá River, Northern Pantanal.

Lagoas amostradas	Distância do rio (m)	Área da lagoa (ha)	Conexão com o rio	(%) de macrófitas aquáticas	Coordenadas geográficas
Antônio Alves	0	17,59	Conectada	25	16º 31' 32.1" S 56º 23' 24.5" W
Biguás	589	16,9	Isolada	25	16º 31' 04.2" S 56º 23' 22.7" W
Corixão	0	9,28	Conectada	75	16º 33' 36.6" S 56º 24' 54.8" W
Estiva	240,7	5,7	Isolada	50	16º 39' 05.9" S 56º 28' 46.0" W
Macário	30	14,65	Isolada	25	16º 38' 09.0" S 56º 27' 27.9" W
Mussum I	558	1,56	Isolada	50	16º 38' 41.3" S 56º 28' 39.1" W
Mussum II	108,97	0,92	Isolada	75	16º 38' 58.5" S 56º 28' 17.6" W
Ninhal	20	7,41	Isolada	50	16º 37' 51.2" S 56º 26' 58.8" W
PRC	248	0,14	Isolada	100	16º 40' 06.3" S 56º 28' 37.8" W
Santa Rosa	150	20,3	Isolada	25	16º 41' 56.2" S 56º 28' 37.3" W

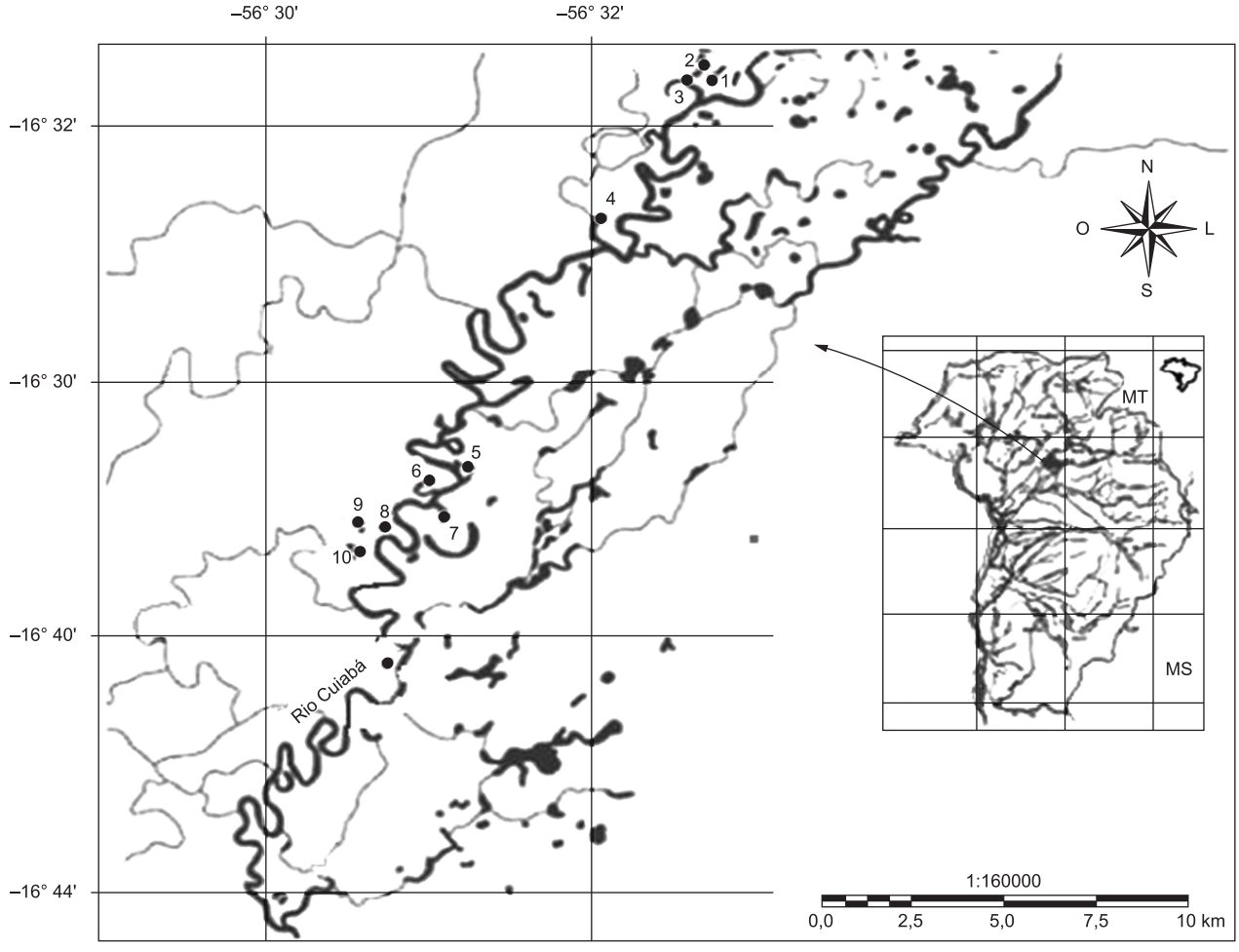

Figura 1. Área de estudo com a localização das lagoas amostradas.

Figure 1. Study area indicating the location of the sampled oxbow lakes.

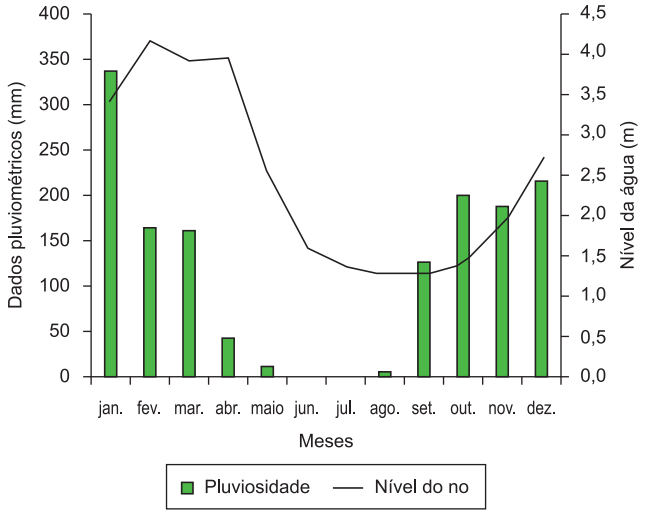

Figura 2. Dados médios de Pluviosidade (mm) e Nível da Água (m) do Rio Cuiabá no ano de 2005. Dados fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Figure 2. Average precipitation data (mm) and water level (m) of the Cuiabá River in 2005. Data provided by the National Water Agency (ANA).

entre: número de pontos de determinado item ingerido pela espécie i/pontuação total dos recursos ingeridos pela espécie i*100 (Pi/Pt*100). Os recursos alimentares foram divididos em 14 categorias amplas sendo estas:

- Insetos terrestres: indivíduos inteiros ou restos de insetos terrestres;
- Insetos Aquáticos: estágios imaturos de insetos (larvas, pupas, casulos);
- Detrito: material fino e particulado, constituído de matéria inorgânica, principalmente areia ou silte;
- Sedimento: Material orgânico em diferentes estágios de decomposição;
- Vegetal: Folhas, frutos, sementes e outros vegetais superiores,
- Algas: Algas filamentosas e unicelulares;
- Peixes: Fragmentos ou peixes inteiros, escamas e nadadeiras.
- Protozoários: protozoários e tecamebas;
- Nematódoides: vermes;
- Invertebrados: aranhas e ácaros;
- Fragmentos de insetos: restos de insetos de origem não identificada;
- Moluscos: principalmente bivalves inteiros ou pedaços;
- Zooplâncton: constituído principalmente de cladoceras e copépodas.
- Material não identificado

As espécies foram classificadas em guildas alimentares de acordo com o item predominante na dieta, utilizando-se o total de pontos obtidos por espécie e considerando como critério de inclusão valores $\geq 50\%$ do espectro alimentar de cada uma delas. A classificação foi realizada conforme Hahn et al. (1998) sendo as espécies distribuídas nas seguintes guildas:

Onívora (O): Peixes que apresentaram um espectro alimentar muito amplo sem predomínio de qualquer recurso em particular, consomem desde algas até vegetais superiores e desde invertebrados a peixes.

- Zooplanctívora (Z): Espécies que consumiram principalmente cladóceros e copépodos;
- Herbívora (H): Espécies que ingeriram predominantemente partes vegetais superiores (folhas, sementes e frutos) e algas filamentosas;
- Insetívora(I): Espécies que ingeriram insetos aquáticos e terrestres em diferentes fases de desenvolvimento podendo se alimentar tanto no substrato (principalmente de larvas) como na superfície (insetos terrestres);
- Bentívora (B): Peixes que forragearam principalmente no fundo, ingerindo organismos da fauna bentônica (tendo como recursos predominantes tecamebas, rotíferos, nematóides, microcustáceos, moluscos e pequenas larvas de insetos) e quantidade considerável de sedimento;
- Planctívora (P): Consumiram principalmente fitoplâncton e zooplâncton na dieta;
- Iliófoga (IL): Ingerem grandes quantidades de lodo com matéria orgânica em fases avançadas de dissociação, juntamente com microorganismos e algas a partir de depósitos de fundo ou sobre estratos verticais;
- Detritívora (D): O alimento é também obtido em depósitos de fundo, ingerindo grandes quantidades de matéria orgânica vegetal, porém em fases moderadas de dissociação e acompanhadas de fragmentos de invertebrados. Difere do grupo anterior pelo caráter ausente ou rudimentar do estômago.

A importância dos itens alimentares na dieta de cada espécie foi calculada para todos os períodos e locais analisados, sendo que as espécies foram agrupadas nas guildas alimentares conforme o item predominante na dieta. Esses dados foram alocados em uma matriz de similaridade que foi construída utilizando o índice de Morisita-Horn. Uma Análise de Agrupamento não hierárquica com base no método de ligação UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) foi empregada sobre a matriz de similaridade para identificação das guildas. Esse método de ligação é construído com a média aritmética das guildas, dando pesos iguais a todos os objetos. O método de agrupamento descreve o padrão de similaridade entre as espécies, mas pode apresentar um acúmulo de erros a cada ciclo de inclusão de espécies, refletindo no dendograma (Meyer 2002). Assim, a matriz de similaridade foi comparada com uma matriz cofenética para testar possíveis distorções no processo de construção do dendograma. A análise de correlação cofenética é empregada com intuito de aumentar a confiabilidade das conclusões extraídas da interpretação do dendograma (Kopp et al. 2007), como critério de fidelidade nesta análise foi adotado o valor de $r_c = 0,80$ (Romesburg 1985).

Para avaliar se havia diferença significativa entre as guildas identificadas pela análise de agrupamento foi realizada uma Análise de Similaridade (ANOSIM), utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Essa análise é uma ferramenta não paramétrica proposta por Clarke (1993), que avalia a existência de diferença significativa na composição das guildas encontradas pelo agrupamento, sendo adotado um nível de significância de 0,05.

Com intuito de avaliar a organização espacial e temporal das guildas alimentares foi calculada a contribuição média de cada recurso na dieta das espécies em cada período do ciclo hidrológico e lagoa. Matrizes resumindo informações sobre os recursos alimentares utilizados pelas espécies nas diferentes lagoas e períodos analisados foram utilizadas em análises de ordenação denominada NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling). A medida de dissimilaridade de Bray – Curtis foi utilizada para a construção da ordenação, uma vez identificados os grupos foi realizada uma Análise de Similaridade

(ANOSIM) para avaliar a existência de diferenças significativas entre eles ($p < 0,05$) e as guildas foram identificadas através de uma Análise de Agrupamento (Índice de Morisita – Horn e método de ligação UPGMA).

Com objetivo de testar possíveis diferenças no número de espécies e de guildas alimentares foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal – Wallis (H), pois os dados não atenderam à suposição de normalidade dos resíduos exigida pela ANOVA (Sokal & Rohlf 1995) mesmo depois de transformados. Para análise dos dados foram utilizados os Softwares PAST (versão 1.68) (Hommer et al. 2001) e Systat (versão 10.0) (Wilkinson 2000).

Resultados

1. Guildas alimentares

Foram analisados conteúdos estomacais de 1900 indivíduos pertencentes a cinco ordens, 13 famílias e 37 espécies. As espécies foram classificadas em oito guildas alimentares, que foram estatisticamente diferentes em relação à composição de recursos alimentares consumidos (ANOSIM R = 0,71 p = 0, 001). Doze espécies foram caracterizadas como insetívoras (32,4%), nove como onívoras (24,3%), cinco como herbívoras (13,5%), cinco como bentívoras (13,5%), duas como detritívoras (5,4%), duas como planctívoras (5,4%), uma como zooplanctívora (2,7%) e uma como Iliófaga (2,7%) (Tabela 2).

Cada guilda alimentar apresentou a presença de um ou dois recursos que foram dominantes na dieta das espécies componentes. As insetívoras apresentaram predomínio de insetos imaturos, sendo que insetos terrestres foram expressivos somente na dieta de *Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus 1766). Todas as espécies herbívoras analisadas são representantes da Família Characidae (*Poptella paraguaensis* (Eigenmann 1907), *Psellogrammus kennedyii* (Eigenmann 1903), *Roeboides paranensis* Pignalberi 1975, *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner 1907) e *Tetragonopterus argentus* Cuvier 1816 e apresentaram dois recursos predominantes na dieta, vegetais e algas.

2. Variação temporal e espacial nas guildas alimentares

Encontramos variação espaço-temporal no padrão de uso dos recursos alimentares pela assembléia de peixes e na composição das guildas alimentares. A representação gráfica dos eixos da ordenação evidenciou a separação das guildas nos três períodos considerados (Figura 3) assim como nas diferentes lagoas analisadas (Figura 4) sendo que os eixos do NMDS capturaram grande parte da variação (88,4%; Stress 0,18 para análise temporal e 81,3%; Stress 0,21 para análise espacial) sendo constatada diferença na composição da dieta das espécies que formaram os grupos (ANOSIM R = 0,29 p = 0,001 para análise temporal e R = 0,91 p = 0,003 para análise espacial).

Em relação à variação temporal, observamos uma mudança na composição das espécies que formaram as guildas ao longo do ciclo hidrológico. Das 37 espécies analisadas apenas dez ocorreram em todos os períodos (início e final da seca e início da enchente). No início da seca foram observadas 30 espécies distribuídas em seis guildas alimentares, no final da seca observou-se 22 espécies pertencentes a seis guildas alimentares, já no período de enchente foram encontradas 18 espécies pertencentes a oito guildas alimentares (Figura 5). O número de espécies que compuseram as guildas alimentares variaram entre os períodos analisados (Kruskal – Wallis H = 11,65 p = 0,003), porém não observou-se mudanças significativas no número de guildas (H = 5,62 p = 0,06).

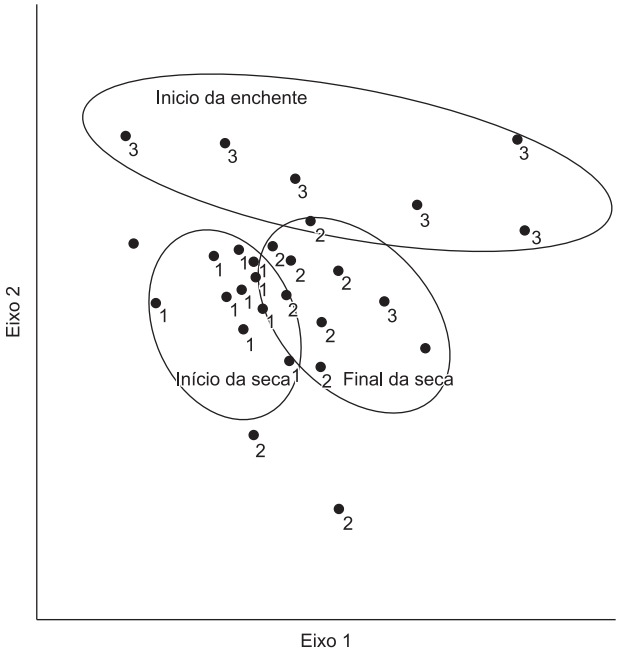

Figura 3. Representação gráfica dos dois primeiros eixos do NMDS, demonstrando a organização trófica temporal dos peixes para as lagoas marginais do Rio Cuiabá (1-Início da Seca, 2- Final da Seca e 3- Início da Enchente).

Figure 3. Graphical representation of the first two axes of the NMDS, demonstrating the temporal trophic organization of fish to the oxbow lakes of the Cuiaba River (1-beginning of the dry, 2- ending of the dry, 3- beginning of the flooding).

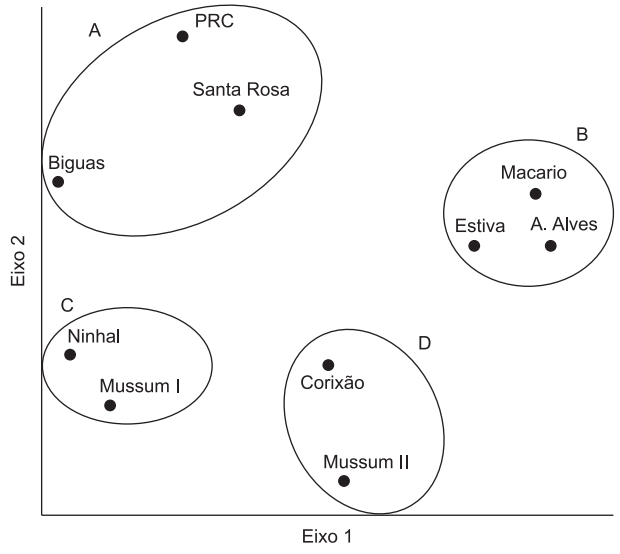

Figura 4. Representação gráfica dos dois primeiros eixos do NMDS, mostrando a organização trófica espacial dos peixes das lagoas marginais do Rio Cuiabá, onde A, B, C e D são os grupos formados pelas lagoas analisadas.

Figure 4. Graphical representation of the first two axes of the NMDS, showing the spatial trophic organization of fish to the oxbow lakes of the Cuiabá River, where A,B, C, D are the groups formed by the studied oxbow lakes.

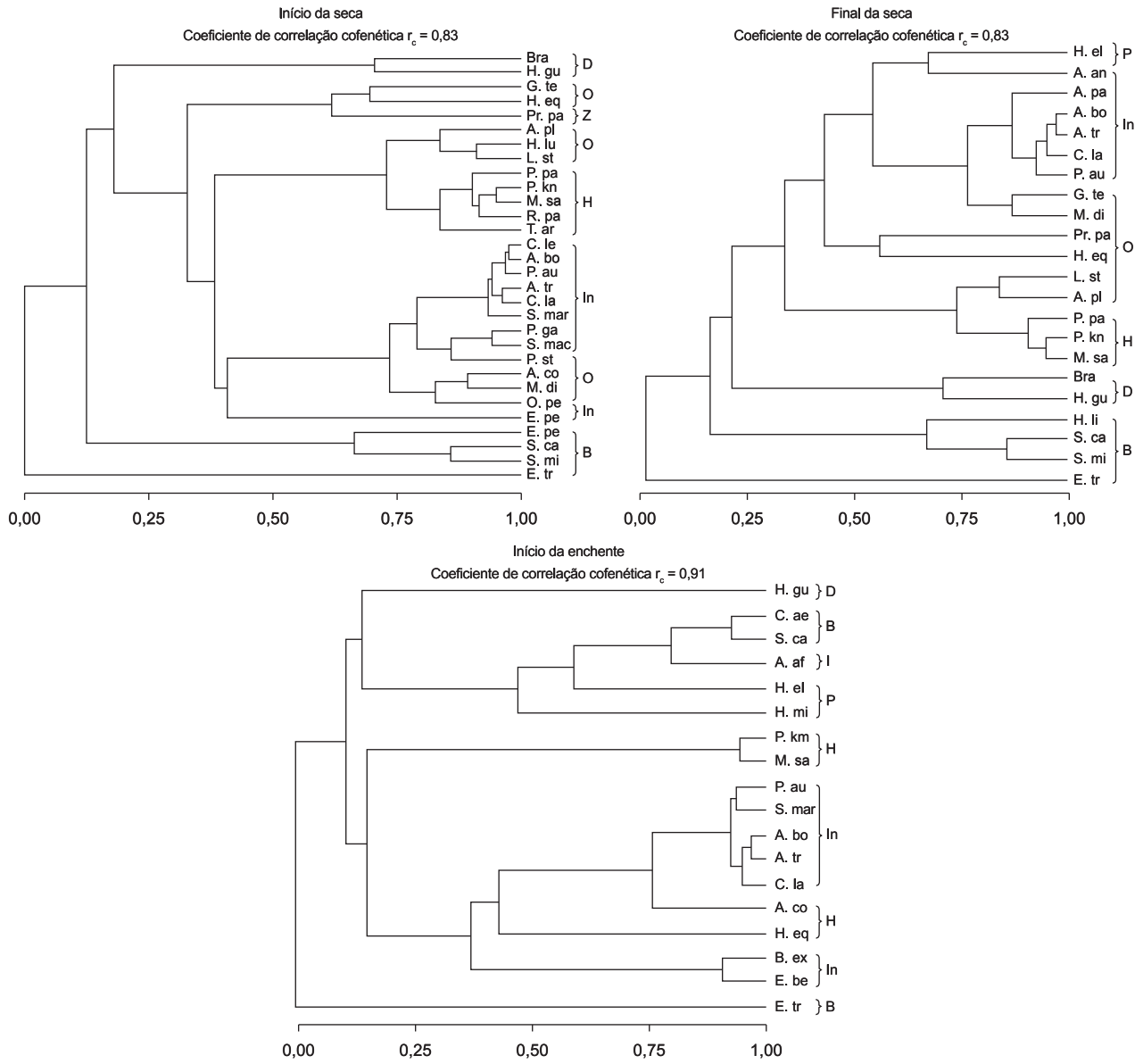

Figura 5. Análise de agrupamento demonstrando as guildas alimentares pertencentes aos grupos encontrados pela representação gráfica do NMDS realizado para os períodos do ciclo hidrológico. (D-Detritívora, O-Onívora, Z-Zooplanctívora, H -Herbívora, In -Insetívora, B-Bentívora, P-Planctívora, I-Iliófaga).

Figure 5. Cluster analysis showing the feeding guilds in the groups found by the graphical representation of NMDS performed for the periods of the hydrological cycle. (D -Detritivore, O -Omnivore, Z-Zooplanktivore, H -Herbivore, In -Insectivore, B -Benthivore, P –Planktivore, I – Illiophage).

Observou-se uma diminuição no número de espécies insetívoras no final da seca e no início da enchente, o mesmo ocorreu com a herbívora. A guilda onívora diminuiu sua riqueza no início da enchente sendo observadas apenas duas espécies pertencentes a essa guilda, já a guilda alimentar iliófoga só ocorreu neste período. Não observamos alterações na composição das guildas bentívora e detritívora entre os períodos analisados. A guilda zooplanctívora ocorreu somente no início da seca e não foram encontradas espécies planctívoras neste período (Figura 5).

Espacialmente observamos que as características das lagoas influenciaram na determinação da composição das guildas. Os grupos foram compostos de diferentes guildas e as que ocorreram em todos os locais variaram em sua composição. O grupo A formado somente por lagoas sem conexão com o corpo d'água, apresentou 24 espécies distribuídas em cinco guildas alimentares, sendo que a maior parte das espécies herbívoras foram observadas neste grupo. No grupo C formado por lagoas com extensão e cobertura de macrófitas aquáticas mediana e isoladas do corpo d'água observou-se 25 espécies distribuídas em sete guildas alimentares, a guilda zooplanctívora ocorreu somente neste grupo e as guildas insetívora e bentívora tiveram maior abundancia nestes locais. O grupo D foi formado por lagoas com maior porcentagem de macrófitas aquáticas, com 25 espécies distribuídas em sete guildas alimentares foi único grupo com espécie iliófaga (Figura 6). Não houve variação no número de espécies ($H = 1,258$ $p = 0,739$), de recursos alimentares ($H = 6,42$ $p = 0.09$) e de guildas tróficas ($H = 0,225$ $p = 0,973$) entre os habitas analisados.

Tabela 2. Recurso principal e guilda alimentar das espécies de peixes. (Veg) Vegetal; (Ins) Insetos; (Sed) Sedimento; (Alg) Algas; (Det) Detrito; (FB) Fauna Bentônica; (Zoo) Zooplâncton; (Fito) Fitoplâncton; (Prot) Protozoários.

Table 2. Principal resource and feeding guild of fish species. (Veg) vegetal; (Ins) Insects; (Sed) Sediment, (Alg) Algae; (Det) Detritus; (FB) Benthic fauna; (Zoo) Zooplankton; (Fito) Phytoplankton; (Prot) Protozoa.

Ordem/família/espécie	Item principal	Guilda trófica
CHARACIFORMES		
Anastomidae		
Leporinus striatus Kner, 1858	Ins/Veg	Onívora
Characidae		
Aphyocharax anisitsi Eignenmann & Kennedy,1903	Ins	Insetívora
Aphyocharax paraguayensis Eignenmann, 1915	Ins	Insetívora
Bryconamericus exodon Eignenmann, 1907	Ins	Insetívora
Gymnocorymbus ternetzi (Boulenger, 1895)	Zoo/Ins/Veg	Onívora
Hemigrammus lunatus Durbin, 1918	Veg/Ins	Onívora
Hyphessobrycon elachys (Weitzman, 1984)	Zoo/Fito	Planctívora
Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)	Ins/Veg	Onívora
Moenkhausia dichroura (Kner, 1858)	Ins/Alg/Veg	Onívora
Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner,1907)	Veg/Alg	Herbívora
Odontostilbe pequira (Steindachner, 1882)	Ins/FB/Veg	Onívora
Poptella paraguayensis (Eigenmann, 1907)	Veg/Alg	Herbívora
Prionobrama paraguayensis (Eigenmann, 1914)	Zoo	Zooplanctívora
Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903)	Veg/Alg	Herbívora
Roeboides paranensis Pignalberi, 1975	Veg/Alg	Herbívora
Serrapinus calliurus (Boulenger, 1900)	Sed/FB	Bentívora
Serrapinnus microdon (Eigenmann, 1915)	Sed/FB	Bentívora
Tetragonopterus argentus Cuvier, 1816	Veg/Alg	Herbívora
Crenuchidae		
Characidium lateralis (Boulenger,1895)	Ins	Insetívora
Hemiodontidae		
Hemiodopsis microlepis (Kner, 1858)	Zoo/Sed/Alg	Planctívora
Lebiasinidae		
Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903	Ins	Insetívora
Parodontidae		
Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)	Sed/Prot	Iliófaga
SILURIFORMES		
Auchenipteridae		
Entomocorus benjamini Eignenmann, 1917	Ins	Insetívora
Parauchenipterus galeatus (Linnaeus,1758)	Ins	Insetívora
Parauchenipterus striatulus (Steindachner,1876)	Veg/Ins	Onívora
Callichthyidae		
Corydoras aeneus (Gill, 1858)	Sed/FB	Bentívora
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	Sed/Ins	Bentívora
Loricariidae		
Hypoptopoma guentheri Boulenger, 1895	Det	Detritívora
PERCIFORMES		
Cichlidae		
Aequidens plagiozonatus Kullander,1984	Veg/Ins	Onívora
Apistogramma borellii (Regan, 1906)	Ins	Insetívora
Apistogramma commbrae (Regan, 1906)	Ins/Alg	Onívora
Apistogramma trifasciata (Eignenmann & Kennedy, 1903)	Ins	Insetívora
Crenicichla lepidota Heckel, 1840	Ins	Insetívora
GYMNOTIFORMES		
Hypopomidae		
Brachyhypopomus sp	Det/Ins	Detritívora
Sternopygidae		
Eigenmannia trilineata Lopes & Castello, 1966	Sed/FB	Bentívora
Sternopygus macrurus (Boch &Schneider, 1801)	Ins	Insetívora
SYMBRANCHIFORMES		
Symbranchidae		
Synbranchus marmoratus Bloch, 1795	Ins	Insetívora

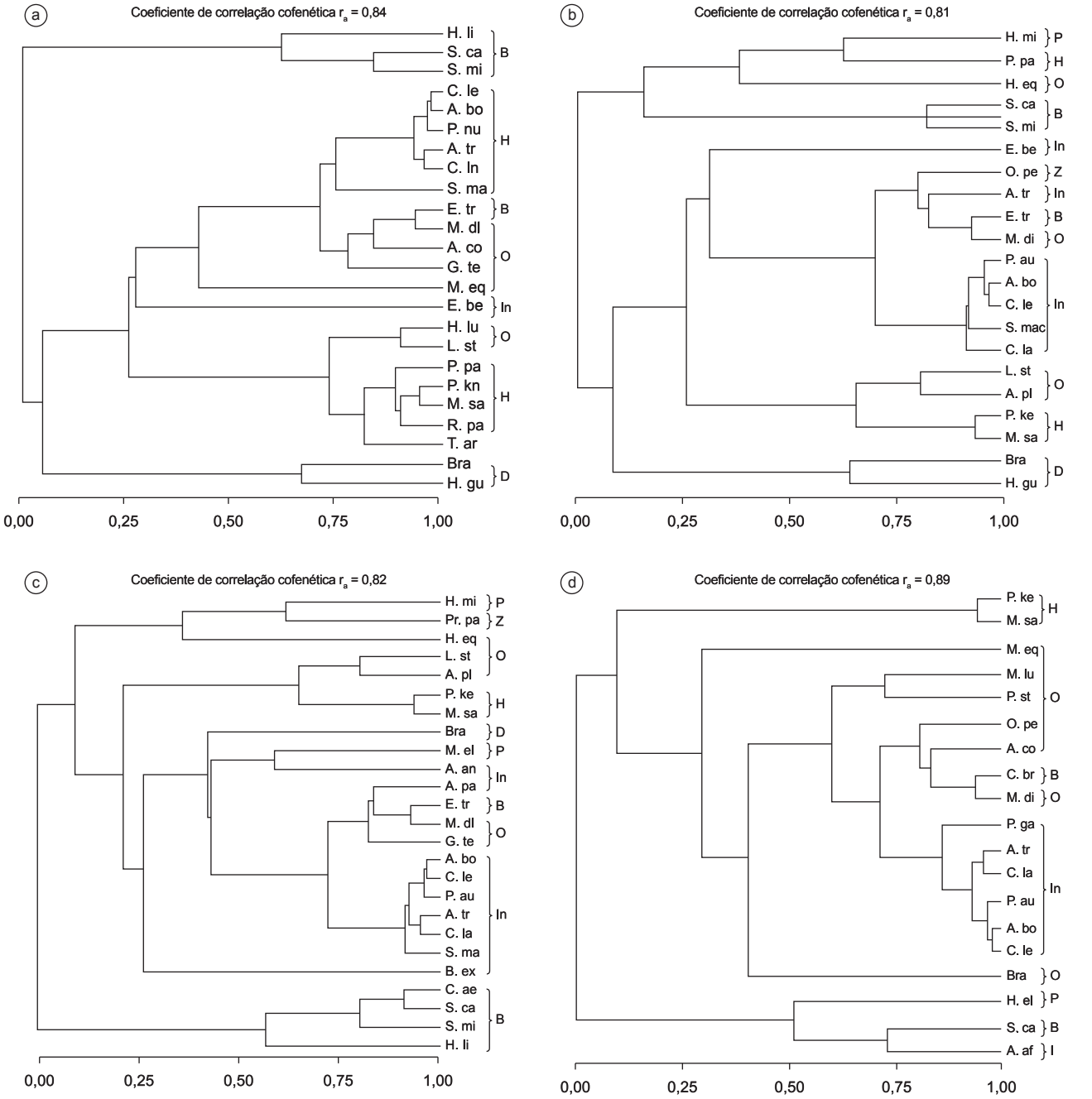

Figura 6. Análise de agrupamento mostrando as diferentes guildas alimentares pertencentes aos grupos encontrados pela representação gráfica do NMDS realizado para os locais analisados. (D-Detritívora, O-Onívora, Z-Zooplanctívora, H -Herbívora, In -Insetívora, B-Bentívora, P-Planctívora, I-Iliófaga).

Figure 6. Cluster analysis showing the feeding guilds in the groups found by the graphical representation of NMDS performed for the locations of the hydrological cycle. (D -Detritivore, O -Omnivore, Z-Zooplanktivore, H -Herbivore, In -Insectivore, B -Benthivore, P –Planktivore, I – Illiophage).

Discussão

A influência dos componentes espaciais e temporais na disponibilidade dos recursos no ambiente pode levar a uma grande versatilidade na forma de exploração dos mesmos, alterando a ocupação dos nichos ecológicos disponíveis e influenciando diretamente a formação das guildas alimentares. Nossos resultados mostram que algumas guildas são ocupadas por diversas espécies, sendo que essa variação na abundância de espécies entre as guildas analisadas pode ser explicada pelo fato de que alguns recursos são mais explorados pela comunidade, devido: i) à capacidade do recurso ser potencialmente explorado por distintas espécies; ii) à sua maior disponibilidade no ambiente; e iii) à facilidade de sua captura (Abelha et al. 2001, Grenouillet & Pont 2001, Deus & Petrere Jr. 2003).

O tipo e o número de guildas alimentares presentes em uma comunidade varia com as espécies ali existentes, com a densidade de presas e com a resolução taxonômica empregada pelos autores para a classificação das guildas (Angermeier & Karr 1983, Moyle & Senanayake 1984). Outros estudos realizados em ambientes tropicais

e temperados relataram resultados semelhantes aos nossos, sendo que a quantidade de guildas alimentares encontradas varia entre cinco a oito guildas (Peretti & Andrian 2004, Cassemiro et al. 2005, Rayner 2006).

As planícies inundáveis brasileiras geralmente apresentam um predomínio de espécies detritívoras (Araújo-Lima et al. 1995). Porém, no presente estudo, esse padrão não foi encontrado, apesar de detrito ter sido um item importante na dieta de algumas espécies. Este resultado era esperado já que a maioria das espécies detritívoras são representantes dos Prochilodontidae e Curimatidae (Pereira & Rezende 1998) que não foram contempladas nas coletas desse estudo.

O predomínio de espécies insetívoras nos ambientes analisados pode ser atribuído ao fato de que diversas espécies de insetos não possuem fortes restrições ambientais. Algumas famílias, como a de Chironomidae, predominam em ambientes aquáticos e mesmo durante secas pronunciadas sua oferta não é limitante (Aburaya & Calill 2007). Dessa forma, as larvas aquáticas estão entre os recursos mais consumidos por espécies de peixes em ambientes aquáticos tropicais, como relatado por Costa (1987) e Castro & Casatti (1997).

Neste estudo cinco espécies foram consideradas herbívoras. Esta guilda parece ser exclusiva de ambientes tropicais e subtropicais sul-americanos, não sendo comumente encontrada em comunidades íctícas de regiões temperadas (Winemiller 1991). A herbívora é bastante influenciada pelas variações espaciais e temporais (Goulding 1980) principalmente em áreas alagáveis. As oscilações hidrológicas favorecem um grande crescimento de perifiton e macrófitas aquáticas sobre a vegetação inundada (Resende et al. 1998) permitindo dessa forma o estabelecimento de espécies que exploram esses recursos.

A única espécie pertencente à guilda iliófaga ocorreu no início da enchente, época do ano em que as águas se elevam, as lagoas tendem a estar mais profundas e com maior aporte de sedimentos. No estudo realizado por Gaspar da Luz et al. (2001) a presença de espécies desta guilda também esteve relacionada com a profundidade das lagoas. A presença de espécies zooplanctívoras no início da seca e na enchente pode ser atribuída a dois fatores: i) à retração dos ambientes no período seco, que gerando uma maior densidade de organismos planctônicos, facilita a predação por espécies que se alimentam desses organismos; ii) ao aumento de organismos planctônicos no período de enchente devido a conexão das lagoas isoladas com o corpo d' água principal.

Em nosso estudo apesar das espécies terem explorado os recursos de forma distinta entre os períodos e os locais analisados elas não mudaram de guilda alimentar. Abelha et al. (2001) em uma revisão sobre plasticidade alimentar mostrou que a alimentação da ictiofauna pode sofrer modificações espaciais e temporais, considerando que locais e períodos distintos possuem diferentes condições abióticas, porém essa alteração no espectro alimentar não implica em mudanças na função ecológica das espécies.

Observamos que a riqueza nas guildas alimentares também é afetada pelas características do ambiente sendo que encontramos maior número de espécies dentro de cada guilda no período de águas baixas (junho). Isto pode ser explicado pelo fato das espécies estarem muitas vezes confinadas em habitats totalmente isolados do corpo d'água, o que não possibilita a migração das mesmas para ambientes adjacentes, fazendo com que elas compartilhem os mesmos recursos e guildas alimentares.

Mesmo com uma variação temporal no número de espécies não foi observada uma mudança no número de guildas e de recursos alimentares consumidos. Tal resultado sugere: i) que as espécies inclusas na comunidade ao longo do tempo são agrupadas nas guildas já existentes, sendo que os recursos disponíveis no ambiente são explorados tanto pelas espécies residentes como pelas espécies visitantes; ii) o número de guildas alimentares não varia ao longo do tempo, mas há mudanças na composição das mesmas pois variações temporais no ciclo hidrológico possibilitam a inclusão de novas espécies na comunidade e nas guildas ali presentes. Dessa forma, nossos resultados corroboram com uma regra de assembléia proposta por Fox (1987) e Fox e Brown (1993) que é baseada em grupos funcionais e que sugere que novas espécies que são adicionadas às comunidades tendem a preencher grupos funcionais já existentes.

A presença de algumas guildas somente em determinadas épocas do ano, como por exemplo, da iliófaga apenas no início da enchente, é um resultado comum em estudos de estrutura trófica, sendo que alguns autores atribuem isso a mudanças na disponibilidade de presas no ambiente ao longo do tempo (Little et al. 1998, Hajisamae & Ibrahim 2008). Winemiller (2006) analisando a variação espacial e temporal em redes tróficas de peixes tropicais da Costa Rica e da Venezuela atribuiu a maior causa da variação temporal nas teias alimentares analisadas à mudanças na disponibilidade e qualidade do habitat e dos recursos alimentares.

Nossos resultados evidenciaram a persistência de algumas guildas, porém essas apresentaram mudanças em sua composição ao longo do tempo. O aumento, a diminuição ou a substituição de espécies dentro das guildas é um resultado esperado em regiões com alta sazonalidade, como o Pantanal. Isto se deve ao fato de que as interações ecológicas entre as espécies são intensificadas em determinadas épocas, sendo que espécies menos competitivas ou mais susceptíveis à predação são excluídas ou substituídas por espécies com maior adaptabilidade às pressões ambientais.

Outro fator a ser considerado é a estruturação espacial das guildas. Algumas interações interespecíficas podem influenciar tanto os padrões espaciais como os processos dinâmicos da organização da comunidade (Brown et al. 2002). A organização de guildas tróficas dentro de um habitat pode ser vista como uma estratégia para evitar a competição alimentar (Pianka 1980, Angel & Ojeda 2001) ou para otimizar o uso dos recursos disponíveis no ambiente (Jacksic 1981). As características físicas do habitat são também componentes importantes, já que o tamanho, a distância do corpo d'água, a presença de vegetação entre outras características podem influenciar o tipo e o número de guildas. As espécies podem ocupar locais com maior abundância de recursos mesmo que a captura seja difícil, ou optar por locais com menos recursos de fácil captura (Crowder & Copper 1982).

A ocorrência de espécies omnívoras, detritívoras, insetívoras, herbívoras e bentívoras em todos os locais analisados sugerem que os representantes dessas guildas possuem ampla distribuição espacial. Diversos trabalhos realizados em diferentes sistemas com estrutura alimentar de peixes relatam a presença dessas guildas (Hahn et al. 1998, Resende 2000, Cunico et al. 2002, Luz-Agostinho et al. 2006). Isto é atribuído às estratégias ecológicas das espécies que permitem que as mesmas possam manter populações viáveis em ambientes com características distintas.

A presença de macrófitas aquáticas nas lagoas analisadas é um fator importante que pode afetar a disponibilidade de recursos para as espécies, observamos que os grupos com maior porcentagem média de macrófitas aquáticas também apresentaram maior número de guildas alimentares. Sabe-se que as comunidades de peixes encontram maior disponibilidade alimentar em locais com macrófitas aquáticas (Rozas & Odum 1988), pois as macrófitas podem formar substratos onde há o desenvolvimento de organismos que são utilizados na dieta das espécies que ali forrageiam (Junk 1973). Casatti et al. (2003) estudando a importância das macrófitas aquáticas como locais de alimentação para as espécies em um reservatório do rio Paranapanema, também concluíram que os bancos de macrófitas aquáticas servem como um importante micro habitat para o forrageamento de pequenas espécies de peixes.

Agradecimentos

Ao CNPq/Programa PELD, ao Centro de Pesquisas do Pantanal (CPP)/Ministério da Ciência e Tecnologia(MTC) e a CAPES pelo apoio financeiro. Á RPPN SESC Pantanal pelo apoio logístico. A Clarissa Moesch Welter e a Rosemary Ferreira Medeiros pelo apoio na identificação dos conteúdos estomacais. Aos revisores pelas críticas e sugestões.

Referências Bibliográficas

ABELHA, M.C.F, AGOSTINHO, A.A. & GOULART, E . 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. Acta Sci. 23(2):425-434.

ABURAYA, F.H. & CALILL, C.T. Variação temporal de larvas de Chironomidae (Díptera) em um trecho do alto rio Paraguai, Cáceres, MT. 2007. Rev. Bras. Zoo. 24:565-572.

ANGEL, A. & OJEDA, F.P. 2001.Structure and trophic organization of subtidal fish assemblages on the northern Chilean coast: the effect of habitat complexity. Mar. Ecol. Progr. Ser. 217:81-91. doi:10.3354/meps217081

ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environ. Biol. Fishes. 9:117-135. doi:10.1007/BF00690857

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M., AGOSTINHO, A.A. & FABRÉ, N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In Limnology in Brazil. (J.B.Tundisi, C.E.M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi). Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, São Paulo, 105-136.

BAGINSKI, L.J., FLORENTINO, A.C., FERNANDES, I.M., PENHA, J.M.F. & MATEUS, L.A.F. 2007. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. Biota Neotrop. 07(3):233-238. http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?article+bn04009032009 (último acesso em: 10/06/2010).

BAILLY, D., AGOSTINHO, A.A. & SUZUKI, H.I. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. River Res. Appl. 24:1218-1229. doi:10.1002/rra.1147

BICUDO, C.E.M. & MENEZES, M. 2006. Gênero de Algas de águas Continetais do Brasil.Chave para identificação e descrição. 2nd ed. Rima, São Carlos, 507 p.

BORROR, D.J. & DELONG, D.M. 1988. Introdução ao estudo dos insetos. Edgard Blucher, Sao Paulo, 653 p.

BROWN, J.H., KELT, D.A. & FOX, B.J. 2002. Assembly rules and competition in deserts rodents. Amer. Nat. 160(6):815-818. PMid:18707468. doi:10.1086/343882

BURNS, T.P. 1989. Lindman's contradiction and the trophic structure of ecosystems. Ecology 70:1355-1362. doi:10.2307/1938195

CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir. Paranapanema River, Southeastern Brasil. Braz. J. Biol. 63(2):213-222.

CASSEMIRO, F.A., HAHN, N.S. & FUGI, R. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil), no terceiro ano após o represamento. Acta Sci. Biol. Sci. 27(1):63-71.

CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Fresh. 7(4):337-352.

CATELLA, A.C. 1992. Estrutura da comunidade e alimentação de peixes da Baía da Onça, uma lagoa do Pantanal do rio Aquidauana, MS. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Aus. J. Ecol. 18:117-143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

COSTA, W.J.E.M. 1987. Feeding habits of a fish community in a tropical Coastal stream, Rio Mato Grosso, Brazil. Stud. Neotropica Fauna & Environment. 22:145-153. doi:10.1080/01650528709360728

CROWDER, L.B. & COOPER, W.E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. Ecology. 63:1802-1813. doi:10.2307/1940122

CUNICO, A.M., GRAÇA, W.J., VERISSIMO, S. & MAURICIO, L. 2002. Influencia do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. Acta Scienctiarum, 24(2):383-389.

DEUS, C.P. & PETRERE JR. 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. Braz. Jour. Biol. 63(4):579-588.

DUFFY, J.E., RICHARDSON, J.P. & FRANCE, K. E. 2005. Ecosystem consequences of diversity depend on food chain length in estuarine vegetation. Ecol. Lett. 8:301-309. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00725.x

ELLIOTT, M., WHITFIELD, A.K., POTTER, I., BLABER, S.J.M., CYRUS, D.P., NORDLIE, F.G. & HARISSON, T.D. 2007. The guild approach the categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish and Fisheries. 8:241-268. doi:10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília.

FOX, B.J. 1987. Species assembly and the evolution of community structure. Evol. Ecol. 1: 201-213. doi:10.1007/BF02067551

FOX, B.J. & BROWN, J.H. 1993. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. Oikos. 67:358-370. doi:10.2307/3545483

GASPAR DA LUZ, K.D., ABUJANRA, F., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2001. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. Acta Sci. 23(2):401-407.

GOULDING, M. 1980. The fishes and the forest: explorations in amazon natural history. University of California Press, Berkeley, 280 p.

GRENOUILLET, G. & PONT, D. 2001. Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. Jour. Fish. Biol. 59:939-959. doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb00163.x

HAHN, N.S., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & BINI, L.M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipú (Paraná, Brasil) nos primeiros anos de sua formação. Interc. 23(5):299-305.

HAJISAMAE, S. 2009. Trophic ecology of bottom fishes assemblage along coastal areas of Thailand. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 82:503-514. doi:10.1016/j.ecss.2009.02.010

HAJISAMAE, S., CHOU, L.M. & IBRAHIM, S. 2003. Feeding habitats and trophic organization of the fish community in shallow waters of n impacted tropical habitat. Est. Cos. and She. Sci. 58:89-98. doi:10.1016/S0272-7714(03)00062-3

HAJISAMAE, S. & IBRAHIM, S. 2008. Seasonal and spatial variations of fish trophic guilds in a shallow, semi-enclosed tropical estaurine bay. Environ. Biol. Fish. 82:251-264. doi:10.1007/s10641-007-9278-6

HOEINGHAUS, D.J., WINEMILLER, K.O. & AGOSTINHO, A.A . 2008. Hydromorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse neotropical food webs. Oikos, 117:984-995. doi:10.1111/j.0030-1299.2008.16459.x

HOMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Paleontol. Elet. 4(1):9.

HYNES, H.B.N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pigosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19(1):411-429.

JACKSIC, F.M. 1981. Abuse and misuse of the term ''guild'' in ecological studies. Oikos. 83: 87-92.

JUNK, W.J. 1973. Investigations on the ecology and production biology of the "floating meadows" (Paspalo-Echinochloetum) on the middle Amazon. II. The aquatic fauna in the root-zone of floating vegetation. Amazon. 4:9-102.

KOPP, M.M. , DE SOUZA, V.Q. , COIMBRA, J.L.M , LUZ, V.K. , MARINI, N. & OLIVEIRA, A.C. 2007. Melhoria da correlação cofenética pela exclusão de unidades experimentais na construção de dendogramas. Rev. Fac. Zoo. Vet. e Agr. 14(2):46-53.

LAKE, P.S. 2003. Ecological effects of pertubation by drougth in flowing waters. Freshw. Biol. 48:1161-1172. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01086.x

LITTLE, S.A., TONN, W.M., TALLMAN, R.F & REIST, J.D. 1998. Seasonal variation and trophic relationships within the fish communities of the lower Slave River, Northwest Territories, Canada. Environ. Biol. Fish. 53:429-445. doi:10.1023/A:1007433400648

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G., BINI, L.M., FUGI, R., AGOSTINHO, A.A & JR, H.F.J. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 4:61-68.

MENGE, B.A., LUBCHENCO, J., ASHKENAS, L.R. & RAMSEY, F. 1986. Experimental separation os effects of consumers on sessile prey in the low zone of rocky shore in the bay of Parana: direct and indirect consequences of food web complexity. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 100:225-269. doi:10.1016/0022-0981(86)90164-4

MEYER, A.S. 2002. Comparação de coeficientes de similaridade usados em análises de agrupamento com dados de marcadores moleculares dominantes. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo.

MOYLE, P.B. & SENANAYAKE, F.R. 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. Jour. Zool. 202:195-223. doi:10.1111/j.1469-7998.1984.tb05951.x

NEEDHAM, J.G. & NEEDHAM, P.R. 1982. Guía para el estudio de los seres vivos de lãs aguas dulces. Barcelona, Ed. Reverte, 82 p.

PACE, M.L., COLE, J.J., CARPENTER, S.R., KITCHELL, J.F., HODGSON, J.R., BOGERT, M.C.V., BADE, D.L., KRITZBERG, E.S. & BASTVIKEN, D. 2004. Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. Nature. 427:240-243. PMid:14724637. doi:10.1038/nature02227

PADOVANI, C.R., PADOVANI, S.L.A.G. & BRANDÃO, M.F. 2003. Mosaico de imagens de satélite do Pantanal no ano de 2000. Corumbá, 18 p.

PAINE, R.T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. J. Anim. Ecol. 49: 667-685. doi:10.2307/4220.

PEREIRA, R.A.C. & RESENDE, E.K. 1998. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. EMBRAPA/CPAP. 12:50.

PERETTI, D. & ANDRIAN, I.F. 2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Parana River floodplain, Brazil. Environ. Biol. Fishes. 71:95-103. doi:10.1023/B:EBFI.0000043155.76741.a1

PEREZ, G.R. 1988. Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuaticos del Departamento de Antioquia. Conciencias, Fen Colombia, 217 p.

PIANKA, E.R. 1980. Guild structure in desert lizards. Oikos. 35:194-201. doi:10.2307/3544427

RAYNER, T.S. 2006. The trophic ecology of the freshwater fishes of an Australian rainforest river. Tese de doutorado, School of Marine and Tropical Biology - James Cook University, Australia.

RESENDE, E.K. 1996. Trophic Structure of Fish Assemblages in the Lower Miranda River, Pantanal, Mato Grosso Do Sul State, Brazil. Rev. Bras. Biol. 60(3):389-403.

RESENDE, E.K. 2000. Trophic structure of fish assemblages in the Lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. Rev. Bras. Biol. 60(3):389-403.

RESENDE, E.K., PEREIRA, R.A.C & ALMEIDA, V.L.L. 1998. Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. EMBRAPA/CPAP. 10: 24.

ROMESBURG, H.C. 1985. Cluster analysis for researchers. Lifetime Learning Publications, Belmont.

ROSS, S.T. 1986.Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. Copeia. 2:352-358. doi:10.2307/1444996

ROZAS, L.P. & ODUM, W.E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes:testing the roles of food and refuge. Oecologia. 77:101-106. doi:10.1007/BF00380932

SAZIMA, I. & MACHADO, F.A. 1990. Underwater observations of piranhas in western Brazil. Environ. Biol. Fishes. 28:17-31. doi:10.1007/BF00751026

SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. 1991.The guild concept and structure of ecological communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 22:115-143. doi:10.1146/annurev.es.22.110191.000555

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.G. 1995. Biometry. 3nd ed. Freeman andCompany, New York.

SPECZIÁR, A. & REZSU, E.T. 2009. Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. J. Fish Biol. 75:247-267. PMid:20738494. doi:10.1111/j.1095-8649.2009.02283.x

STEHR, F.W. 1987. Immature Insects. Publishing Hunt Publishing Company, Dubuque, 754 p.

WILKINSON, L. 2000. Systat: the system for statistics. Evanston, Illinois.

WINEMILLER, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. Ecol. Monogr. 61(4):343-365. doi:10.2307/2937046

WINWMILLER, K.O. 2006. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. Ecol. Monogr. 60(3):331-367.

WINEMILLER, K.O. & JEPSEN, D.B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. J. Fish Biol. 53:267-296. doi:10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x

YODZIS, P. 1982. The compartmentation of real na assembled ecossystms. Am. Nat. 120:551-570. doi:10.1086/284013.

Recebido em 04/07/2010
Versão reformulada recebida em 23/02/2011
Publicado em 07/03/2011

Diversity of functional traits of fleshy fruits in a species-rich Atlantic rain forest

Mauro Galetti[1], Marco Aurélio Pizo[2,4] & Leonor Patrícia Cerdeira Morellato[3]

[1]Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista – UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brazil
[2]Departamento de Zoologia, Universidade Estadual Paulista – UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brazil
[3]Departamento de Botânica, Universidade Estadual Paulista – UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil
[4]Author for correspondence: Marco Aurélio Pizo, e-mail: pizo@rc.unesp.br

GALETTI, M., PIZO, M.A. & MORELLATO, L.P.C. **Diversity of functional traits of fleshy fruits in a species-rich Atlantic rain forest**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02811012011.

Abstract: Production of vertebrate-dispersed fruits is the most common strategy of tropical woody plants to disperse their seeds. Few studies have documented community-wide variation of fruit morphology and chemistry of vertebrate-dispersed fruits in species-rich tropical communities. We examined the functional diversity of fruit morphological and chemical traits of 186 species representing 57 plant families in an undisturbed lowland plant community in the Atlantic rain forest of SE, Brazil. We were particularly interested in associating morphological and chemical fruit traits to their main seed dispersers, either birds, mammals or 'mixed' (i.e. fruits eaten by birds and mammals). The morphological and chemical traits of fruits at the study site generally resemble the patterns observed in fruits worldwide. Bird fruits tend to be smaller than mammal fruits, being colored black or red, whereas mammal fruits are often yellow or green. Mammal fruits are more variable than bird fruits in relation to morphological traits, while the reverse is true for chemical traits. Mixed fruits resemble bird fruits in the patterns of variation of morphological and chemical traits, suggesting that they are primarily bird-dispersed fruits that are also exploited by mammals. Mixed fruits are common in tropical forests, and represent an excellent opportunity to contrast the effectiveness of different functional groups of frugivores dispersing the same plant species.
Keywords: *seed dispersal, frugivores, fruit syndromes, fruit chemical content.*

GALETTI, M., PIZO, M.A. & MORELLATO, L.P.C. **Diversidade de características funcionais dos frutos carnosos em uma área de Mata Atlântica**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02811012011.

Resumo: A produção de frutos carnosos é a estratégia mais comum adotada por plantas arbóreas tropicais para dispersar suas sementes. Poucos estudos têm documentado variações em nível de comunidade na morfologia e composição química de frutos carnosos em comunidades tropicais ricas em espécie. Nós examinamos a diversidade funcional das características morfológicas e químicas dos frutos de 186 espécies, representando 57 famílias de plantas em uma área de planície coberta por Mata Atlântica bem preservada no sudeste do Brasil. Estávamos particularmente interessados em associar as características morfológicas e químicas dos frutos a seus principais dispersores de sementes: aves, mamíferos ou "misto" (i.e. frutos consumidos por aves e mamíferos). As características morfológicas e químicas dos frutos no geral se assemelharam a padrões observados em outras partes do mundo. Frutos consumidos por aves tendem a ser menores do que os frutos de mamíferos, apresentando predominantemente cor preta ou vermelha, enquanto os frutos de mamíferos são geralmente amarelos ou verdes. Frutos consumidos por mamíferos são mais variáveis do que os frutos de aves em relação às características morfológicas, enquanto o inverso é verdadeiro para as características químicas. Frutos "mistos" assemelham-se aos frutos consumidos exclusivamente por aves em relação aos padrões de variação das características morfológicas e químicas, o que sugere serem eles frutos primariamente ornitocóricos que são também explorados por mamíferos. Frutos "mistos" são comuns em florestas tropicais e representam excelente oportunidade para contrastar a efetividade de diferentes grupos funcionais de frugívoros ao dispersar a mesma espécie de planta.
Palavras-chave: *dispersão de sementes, frugívoros, síndromes de dispersão, composição química de frutos.*

Introduction

The diversity of fleshy fruits in tropical rain forests is astonishing, and has called the attention of naturalists and modern ecologists for a long time. In fact, the proportion of species with fleshy fruits dispersed by vertebrates can reach up to 90% in some tropical plant communities (Jordano 2000, Almeida-Neto et al. 2008).

Fleshy fruit traits (color, morphology and chemistry) are thought to be an adaptation to their major seed dispersers or to major seed predators, such as pathogens (Herrera 1982, van der Pijl 1982, Cipollini and Levey 1997, Cazetta et al. 2008). During the last decades, numerous studies on seed dispersal systems analyzed the fruit morphology and chemical characteristics, but most of these studies were species-oriented, and few took the entire community into consideration (e.g. Stiles 1980, Johnson et al. 1985, Debussche et al. 1987, Herrera 1987, Eriksson & Ehrlén 1991, Corlett 1996, Gautier-Hion et al. 1985, Kitamura et al. 2002). Community-wide studies of fruit attributes (including morphology and chemical traits) have been conducted in some temperate ecosystems (Herrera 1987, Johnson et al. 1985, Snow & Snow 1988, Traveset et al. 2004), but few have been undertaken in tropical species-rich communities (Wheelwright et al. 1984).

The Atlantic Forest was once the longest rain forest in the world (spanning between 4º to 32º S), ranging from the North of Brazil up to Paraguay and Argentina. Estimates of remaining Atlantic forest in Brazil ranged from 11.4% to 16% (Ribeiro et al. 2009). As a consequence of widespread and ongoing degradation on remaining forest tracts, most plant communities are dominated by edge species with clear impoverishment and changes in functional diversity (Girão et al. 2007). Therefore, opportunities to study the functional diversity, here defined as the number of distinct functional groups or types identified by shared suites of traits or ecological strategies (Hooper & Vitousek 1997), in undisturbed Atlantic Forest sites are vanishing. Such studies, however, are essential to understand how this diversity may change due to environmental changes.

In this paper we describe the diversity of fruit functional traits, such as fruit and seed size, mass, color and chemical composition of pulp or aril of vertebrate-dispersed fruits in a pristine lowland Atlantic rainforest in Southeast Brazil. We are particularly interested in understanding how these fruit functional traits are related to distinct seed dispersal groups, especially birds and mammals, the two most frequent groups of seed dispersers at the study site. It has been documented that, together with fruit size, succulence (variation across species in sugar and water content of the pulp and energy content, e.g., lipids) are major elements of the biodiversity of fleshy fruits at the community level (Herrera 1987, Snow & Snow 1988, Jordano 2000). However, no study has simultaneously considered fruit morphology, pulp nutrient content and color in species-rich tropical communities. Here, we expect to fulfil this gap with the first study conducted in the Brazilian Atlantic Forest that analyze a suite of functional traits of fleshy fruits with a community-wide perspective.

Material and Methods

1. Study site

The present study was carried out in a lowland Atlantic rain forest at the Saibadela research station of the Parque Estadual Intervales, Sete Barras, SP, Southeast Brazil (24° 14' S and 48° 04' W; 60-120 m a.s.l.), mainly from 1994 to 1997, and from 1999 to 2002. Intervales Park is a protected area with 490 km^2, comprising with adjacent reserves one of the largest blocks of Atlantic forest remaining in Brazil. In the Saibadela forest there is no marked seasonal distribution of rainfall, but we can divide the year into two main seasons: the wettest season from October to March (> 75% of annual rainfall), and a less wet or driest season from April to September. Mean annual rainfall is around 4,000 mm, and annual mean temperature is 22 °C (Guilherme et al. 2004).

Old-growth forest (sensu Clark 1996) predominates at the study site; the understory is open and the canopy can reach 25-30 m height. A total of 436 angiosperm plant species (233 genera, 90 families) have been collected at the study site so far (Zipparro et al. 2005). The forest tree structure and composition in the Saibadela forest was investigated concomitantly with this study by Almeida-Scabbia (1996), and in a more extensive investigation conducted by Guilherme et al. (2004). Eight species-rich families accounted for 45% of the total species sampled: Myrtaceae (55 species), Rubiaceae (32), Fabaceae (25), Melastomataceae (23), Araceae (20) and Lauraceae, Orchidaceae and Solanaceae (14 species each) (Zipparro et al. 2005). Guilherme et al. (2004) found a density of 1554 plants/ha with ≥ 5 cm diameter at breast height (dbh). Families with the highest number of individuals were Myrtaceae (24.2 %), Arecaceae (22.1 %) and Rubiaceae (10.0 %) (n = 804). The families with the highest basal areas were Myrtaceae, Elaeocarpaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Arecaceae and Rubiaceae (Guilherme et al. 2004).

A complete suite of vertebrate seed dispersers may be found at the study site (Galetti 1996, Aleixo & Galetti 1997, Vieira & Izar 1999, Pizo 2002). These include large frugivorous birds (e.g., toucans and guans; Galetti et al. 1997, 2000), monkeys (e.g., woolly spider monkeys *Brachyteles arachnoides* (É. Geoffroy, 1806); Izar 1999), and terrestrial mammals (e.g., agoutis *Dasyprocta leporine* L., tapirs *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) (Rodrigues et al. 1993). The fruit-frugivore relationship has been intensively studied in the area (Galetti 1996, Vieira & Izar 1999, Pizo 2002).

2. Fruit morphology and chemical analysis

In this paper, the botanical term "fruit" was used in a broad sense to describe all kinds of diaspores irrespective of their origin and structure (i.e., "true" fruit, pseudo-fruit, aril plus seed, synconium, etc.). The fruit species eaten by frugivorous vertebrates were classified according to growth form (tree, shrub, herb, liana, epiphyte or hemiepiphyte), color of the ripe fruit, number of seeds per fruit, and type of fruit display (bicolored or not). Based on previous definitions (Willson & Thompson 1982), we distinguished morphologically bicolored fruits (i.e., when ripe fruit color contrasts with the color of some accessory structure) and temporally bicolored fruits (i.e., when the contrast involves ripe and unripe fruits). We assigned ripe fruits of each species based on human perception to one of nine color categories commonly used by other researches (see Wheelwright & Janson 1985): black (including dark red), red (including pink), yellow, orange, brown, gray, green, white and blue (including purple). The length and width (diameter) of 10-15 fruits and seeds of each species were measured with a calliper. Fruit and seed masses were estimated using Pesola® spring scales.

A seed disperser group (bird, monkey, bat, marsupial, ungulate or rodent) was assigned to each fruit species based on field observations (Galetti 1996, Izar 1999, Vieira & Izar 1999, Pizo 2002) and from information provided by other researchers working in the area. The ungulate-rodent guild was composed by the tapir and agouti. When birds and any mammal group (mainly monkeys in our case) were observed eating the seeds of the same fruit species, we used the category mixed. Seed predators (small rodents and psittacids) were not included in this analysis.

Major chemical constituents (water, proteins, carbohydrates, lipids and ash) were analyzed from the pulps and arils of recently collected fruits. Seeds were not included in the analysis, except for

Cecropia pachystachya Trécul, *Marcgravia polyantha* Delpino, *Ficus* spp., *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer, *Phytolacca dioica* L. and *Coussarea contracta* (Walp.) Müll. Arg. which, however, were not included in protein analysis. At least 20 g (fresh mass) of each fruit species was used for analyses, an amount that often required the sampling of more than one individual tree. Lipids were analyzed according to the method described by Bligh & Dyer (1959). Total nitrogen (N) was analyzed by the micro-Kjeldahl method, and converted into crude protein by multiplying N by 6.25 (AOAC, 1990). Ash proportion was determined by incinerating the samples in a muffle furnace set at 550 °C until the weight stabilized. Total carbohydrates were estimated by difference.

3. Data analyses

Pearson's correlations were used to analyze the relationships among fruit traits. For this, morphological variables were log-transformed and the proportions of fruit chemical constituents were arcsine-transformed. To test for differences in morphology and chemistry between fruits exclusively eaten by birds and those eaten exclusively by mammals (mainly monkeys), median tests (applied for seed number, seed width and length, seed and fruit masses) and *t* tests (for all other variables) were used with Bonferroni-corrected P levels. It should be noted, however, that the statistical significance of these tests may be inflated because of the lack of phylogenetic independence among species (Felsenstein 1985).

Chi-square goodness of fit test was used to examine the distribution of fruit colors among fruit species eaten by birds and mammals (including mixed). Observed frequencies were compared with those expected if both disperser groups choose fruits randomly in respect to color; expected frequencies were obtained from the frequencies of fruit species of different colors sampled. The same rationale was used to investigate the distribution of mixed and bicolored fruits among plant habits. Two Principal Component Analyses (PCA) were performed on the matrix of plant species × fruit traits, one with morphological variables and other with the chemical components analyzed. Using the varimax rotation method, we extracted from the PCA the factors with eigenvalues ≥ 1.0. Analyses were performed using Statistica v. 6.0 (Statsoft 1996).

Results

1. Fruit morphology and color

Fruits of 186 plant species representing 57 families (133 trees, 17 shrubs, 11 hemi-epiphytes, 11 lianas, 8 herbs, and 6 epiphytes) were measured (Appendix 1). Although we obtained color information for all the fruit species sampled, data on the seven morphological variables were not available for every species. Data on seed number were available for 74%, on fruit dimensions for 66%, on seed dimensions and fruit and seed masses for 65% of the species sampled. The species sampled represent approximately 43% of the presently known angiosperm flora of the Saibadela forest, being responsible for about 75% of total basal area estimated for plants with dbh ≥ 5 cm (Guilherme et al. 2004). The most common families sampled were Myrtaceae (11 genera, 37 species), Rubiaceae (9 genera, 14 species), Melastomataceae (5 genera and 9 species), and Araceae (4 genera, 9 species), which are among the most speciose families at Saibadela (Appendix 1; Zipparro et al. 2005).

Birds and monkeys were the most frequent seed dispersers, being assigned as the main frugivores to 145 and 76 fruit species, respectively (Appendix 1). Other dispersers were rodents (seven fruit species), bats and marsupials (six species each), and ungulates (two species). For five fruit species no disperser group was recorded (Appendix 1). Fifty fruit species have been categorized as having a mixed seed dispersal system. Mixed fruits do not occur among shrubs and herbs, i.e. in the lower strata of the forest, being far more common among hemi-epiphytes than expected by chance ($\chi^2 = 21.30$, df = 5, $p < 0.001$). This result is largely due to the family Araceae, which is relatively rich in species in the Saibadela forest (ca. 20 species recorded to date; Zipparro et al. 2005).

About 55% of species sampled have only one or two seeds/fruit (Figure 1a; Appendix 1). Likewise, fruit and seed sizes are highly skewed to the right (Figure 1b, c). Fruit and seed mass varied in two orders of magnitude (Table 1). With the exception of the number of seeds and traits related to fruit size (width, length, and mass), all other pairwise correlations involving morphological traits were significant (Table 2). Fruits eaten exclusively by birds differed in all morphological traits but seed number from those eaten solely by

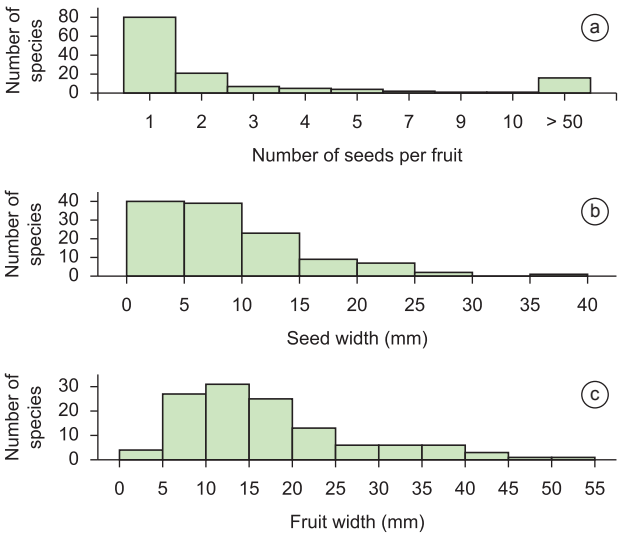

Figure 1. Frequency distributions of a) number of seeds per fruit; b) seed width; and c) fruit width among the vertebrate-dispersed fruits of the Saibadela forest. Fruit and seed widths were positively correlated to all morphological parameters related to fruit and seed sizes (i.e., length and mass; see Table 2).

Table 1. Summary statistics for the morphological and chemical traits of vertebrate-dispersed fruits of the Saibadela forest. Because seed number and the width and length of multi-seeded, small fruits were not precisely measured, means and standard deviations are not presented for these traits. Values for chemical traits are proportions relative to dry mass.

	Mean	Median	SD	Range	N
Morphological					
No. seeds/fruit	-	1.0	-	1- >50	137
Seed width (mm)	-	7.0	-	<1-35.0	121
Seed length (mm)	-	11.0	-	<1-67.0	121
Fruit width (mm)	16.7	14.0	10.1	4.0-50.0	123
Fruit length (mm)	19.9	16.0	14.1	4.0-101.0	123
Seed mass (g)	-	0.3	-	<0.1-29.0	121
Fruit mass (g)	-	2.0	-	<0.1-72.7	121
Chemical					
Water	0.79	0.81	0.11	0.43-0.94	63
Lipids	0.12	0.05	0.19	0.01-0.89	64
Proteins	0.08	0.08	0.03	0.03-0.19	56
Carbohydrates[a]	0.75	0.81	0.19	0.05-0.92	59
Ash	0.04	0.04	0.03	0.01-0.20	59

[a]Total carbohydrates.

mammals. Overall, bird-dispersed fruits and their seeds are smaller than mammal-dispersed fruits and seeds, with mixed fruits in between but closer to the bird group (Table 3).

The first two factors of the PCA conducted with the fruit morphological traits accounted for 79.2% of total variation. The first factor is mostly related to fruit size, with fruit width, fruit length, and fruit mass having large positive loadings on it (Table 4). This axis separates the mammal-dispersed species from species that are either bird-dispersed or have a mixed seed dispersal system (Figure 2a). The second factor is heavily influenced by seed traits: seed number influenced it positively whereas traits related to seed size (seed length and width) have negative loadings. The second axis separates fruit species with many tiny seeds eaten either by birds (e.g., *Clidemia blepharodes* DC., Melastomataceae), mammals (e.g., *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A. DC., Caricaceae) or with a mixed dispersal system (e.g., *Ficus* spp., Moraceae) from the others.

Table 2. Pearson correlations among the morphological and chemical traits of vertebrate-dispersed fruits of the Saibadela forest. Values with an asterisk are significant ($p < 0.001$).

	No. seeds/ fruit	Seed width	Seed length	Fruit width	Fruit length	Seed mass
Morphological	-	-	-	-	-	-
No. seeds/fruit	-	-	-	-	-	-
Seed width	–0.67*	-	-	-	-	-
Seed length	–0.70*	0.95*	-	-	-	-
Fruit width	0.05	0.54*	0.43*	-	-	-
Fruit length	0.12	0.46*	0.44*	0.83*	-	-
Seed mass	–0.44*	0.80*	0.75*	0.66*	0.60*	-
Fruit mass	0.06	0.53*	0.45*	0.91*	0.88*	0.69*
	Water	**Lipids**	**Prot.**	**Carb.**		
Chemical						
Water	-	-	-	-	-	-
Lipids	–0.59*	-	-	-	-	-
Proteins	0.11	0.03	-	-	-	-
Carb.[a]	0.54*	–0.97*	–0.20	-	-	-
Ash	0.43*	–0.37*	0.11	0.24	-	-

[a]Total carbohydrate

Most of the fruits were black, red or yellow when ripe. Other colors were orange, green, white, blue, brown and gray (Figure 3). Blue, a relatively rare color among fleshy fruits, is particularly common in understory herbs and shrubs of the family Rubiaceae (*Psychotria* spp., *Coccocypselum* sp.). Thirty-one species (17.0%) produced morphologically bicolored fruits, while only five species (2.7%) bear temporally bicolored fruits (Appendix 1). Once again the latter were more common among the Rubiaceae. Despite being present in all strata of the forest, bicolored fruits are not randomly distributed among plant habits ($\chi^2 = 14.71$, df = 5, P = 0.01), being overrepresented among herbs (six out of eight species) and epiphytes (three out of five species) (Appendix 1). A variety of accessory structures are involved in morphologically bicolored displays, but the most common combinations are given by colorful arils (usually white or red) contrasting either with the outer (yellow or red) or inner (usually white) surfaces of fruit capsules (38.7%) or with black seeds (29.0%). In only three species (*Aechmea nudicaulis* (L.) Griseb. – Bromeliaceae, *Stromanthe sanguinea* Sond. – Marantaceae, and *Clidemia blepharodes* – Melastomataceae) more than two structures are combined to produce the bicolored display (Appendix 1).

Black, red and morphologically bicolored fruits predominate among bird fruits (Figure 3), although birds do not explore any fruit color more often than expected by chance ($\chi^2 = 15.76$, df = 9, P = 0.07). Mammals, on the contrary, do not explore fruits irrespective of fruit color ($\chi^2 = 22.18$, df = 9, P = 0.008), mainly due to their positive association with yellow and green fruits, and the low frequency of bicolored displays among mammal fruits (Figure 3). Fruits in the category mixed are not significantly associated with any color in particular ($\chi^2 = 6.70$, df = 9, P = 0.67); all the colors considered in this study except gray occur in mixed fruits.

2. Fruit chemistry

For 64 species (43 genera, 27 families) the proportions of water, lipids, protein, total carbohydrate, and ash were determined (Appendix 2). Summary statistics and frequency distributions for the fruit chemical constituents analyzed are presented in Table 1 and Figure 4, respectively. Water and carbohydrates showed left-skewed distributions, whereas lipids and proteins were right-skewed

Table 3. Summary statistics for morphological and chemical traits of fleshy fruits eaten by birds, mammals, and both (mixed) in the Saibadela forest. Values for seed number, seed width, seed length, seed mass, and fruit mass are medians; all others are mean values ± SD. Chemical contents are expressed in proportions of freshy (water) or dry mass (all others) of pulp. Sample sizes (i.e., number of species) are indicated in parentheses.

Traits	Birds	Mixed	Mammals	Birds × Mammals, P[a]
Morphological				
No. seeds/fruit	1.0 (59)	1.0 (43)	1.5 (30)	0.27
Seed width (mm)	6.0 (53)	6.0 (39)	11.5 (24)	< 0.001
Seed length (mm)	8.0 (53)	9.0 (39)	16.5 (24)	< 0.001
Fruit width (mm)	11.3 ± 5.1 (50)	14.3 ± 6.9 (41)	28.9 ± 10.08 (27)	< 0.001
Fruit length (mm)	13.1 ± 5.4 (50)	16.4 ± 6.9 (40)	36.1 ± 19.5 (28)	< 0.001
Seed mass (g)	0.2 (53)	0.2 (43)	2.4 (20)	< 0.001
Fruit mass (g)	0.8 (47)	1.7 (41)	13.3 (28)	< 0.001
Chemical				
Water	0.79 ± 0.14 (22)	0.77 ± 0.10 (27)	0.82 ± 0.06 (13)	0.69
Lipid	0.15 ± 0.22 (23)	0.14 ± 0.21 (27)	0.05 ± 0.03 (13)	0.11
Protein	0.09 ± 0.04 (22)	0.09 ± 0.03 (20)	0.07 ± 0.03 (13)	0.34
Total carbohydrates	0.72 ± 0.23 (21)	0.73 ± 0.19 (24)	0.83 ± 0.06 (13)	0.12
Ash	0.04 ± 0.02 (21)	0.05 ± 0.02 (24)	0.05 ± 0.04 (13)	0.32

[a]Student's *t*-tests applied on log-transformed data for fruit width and length, and arcsine-transformed data for chemical traits. Median tests applied to n°. seeds/fruit, seed width, seed length, seed mass, and fruit mass; Bonferroni-corrected *p* level = 0.007 and 0.01 for tests involving morphological and chemical traits, respectively.

(Figure 4). Water and carbohydrates predominate in the pulp of fruits. Lipids are the most variable component (Appendix 2). Water content was positively correlated with carbohydrates. Lipids correlated negatively with water and carbohydrates. Ash content was positively correlated with water and negatively correlated with lipids (Table 2). Unlike morphology, fruits eaten by birds did not differ from mammal fruits in any of the chemical traits analyzed (Table 3).

The PCA analysis conducted with fruit chemical traits revealed that two factors accounted for 75.8% of total variation. The first factor reflects a gradient in fruit succulence; species with watery fruits, rich in carbohydrates have positive loadings on it whereas species with oily fruits scored negatively (Table 4; Figure 2b). The second factor is dictated by ash and, especially, protein content, which scored positively on it (Table 4). Superimposing the seed disperser categories on the PCA plane we note that mammal-dispersed fruits tend to be less chemically variable than fruits with a mixed seed dispersal system and fruits dispersed exclusively by birds (Figure 2b; compare also the standard deviations in Table 3).

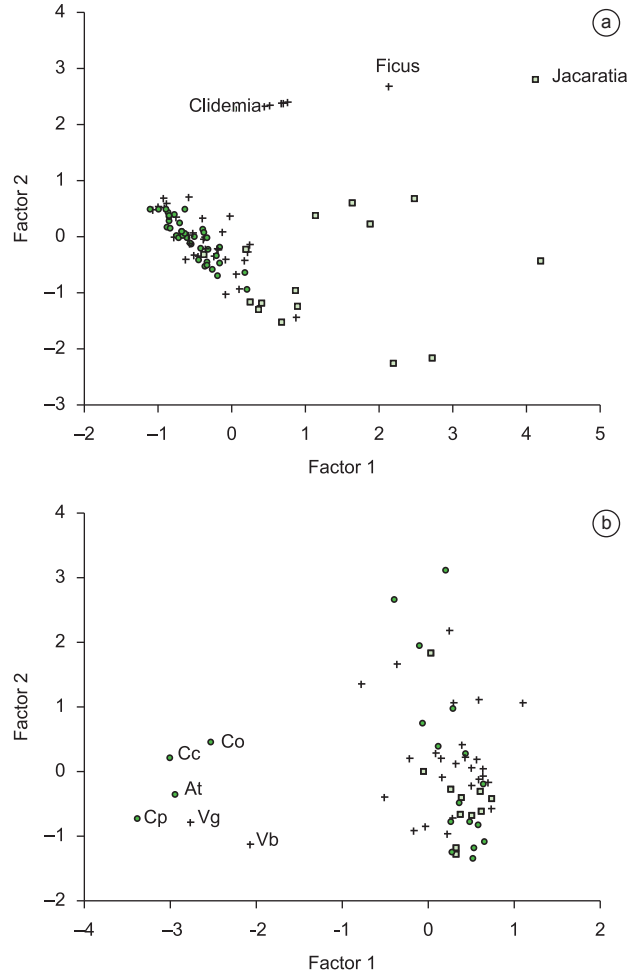

Figure 2. Locations of fleshy-fruited plant species of the Saibadela forest on the first two principal component axes of a) morphological; and b) chemical fruit traits. Species were categorized according to their seed dispersers: mammals (squares), birds (circles), and mixed (monkeys plus birds; crosses). In a) the species cited in the text and highlighted in the graph are *Clidemia blepharodes*, *Ficus gomelleira*, and *Jacaratia spinosa*. In b) the lipid-rich species shown are: Co = *Cupania oblongifolia*, Cc = *Cabralea canjerana*, At = *Alchornea triplinervia*, Vg = *Virola gardneriana*, Vb = *Virola bicuhyba*, Cp = *Clusia parviflora*.

Discussion

1. Community patterns in fruit morphology and color

This study revealed many similar trends and subtle differences with other studies (Knight & Siegfried 1983, Wheelwright & Janson 1985, Herrera 1987, Dowsett-Lemaire 1988, Willson et al. 1989, Corlett 1996, Nakanishi 1996). As reported for other floras (Herrera 1987, Corlett 1996), the frequency distributions of seed number, fruit and seed sizes are highly skewed to the right. Similarly, the fruit color spectrum found at Saibadela parallels those found in other communities, with black and red being the most common colors (Knight & Siegfried 1983, Willson et al. 1989, Corlett 1996). The predominance of black over red in bird fruits seems to be a characteristic feature of most plant communities (Wheelwright & Janson 1985, Knight & Siegfried 1983, Nakanishi 1996), but it is different from savanna communities (Donatti et al. 2007). Worth mentioning is the greater proportion of green color among bird fruits in Saibadela when compared to other tropical (Wheelwright & Janson 1985), subtropical (Long 1971), and temperate communities (Nakanishi 1996) (7.1% vs. 0-4.8%). This difference is greatly due to the contribution of families Moraceae, Cecropiaceae, and Araceae, the latter being especially speciose at Saibadela (Zipparro et al. 2005).

The overall proportion of bicolored fruits (ca. 20%) is similar to that found for Queensland rainforest trees in Australia (23%; Willson et al. 1989). As in Australia, bicolored fruits are associated with dispersal by birds in Saibadela. Considering only bird-dispersed fruits, the percentage of bicolored fruits in Saibadela (24%) fall in between temperate communities in Japan (16%; Nakanishi 1996) and North America (ca. 32%; Willson & Thompson 1982) but, in contrast with these communities, bicolored fruits are common among herbs in the Saibadela forest, especially in the families Commelinaceae and Heliconiaceae (Appendix 1).

In relation to fruit morphology, our results basically follow the patterns observed in other localities (Janson 1983, Knight & Siegfried 1983, Gautier-Hion et al. 1985), for the angiosperm clade in general (Jordano 1995), and in a large-scale study conducted at the Atlantic forest (Almeida-Neto et al. 2008). Bird fruits tend to be smaller than

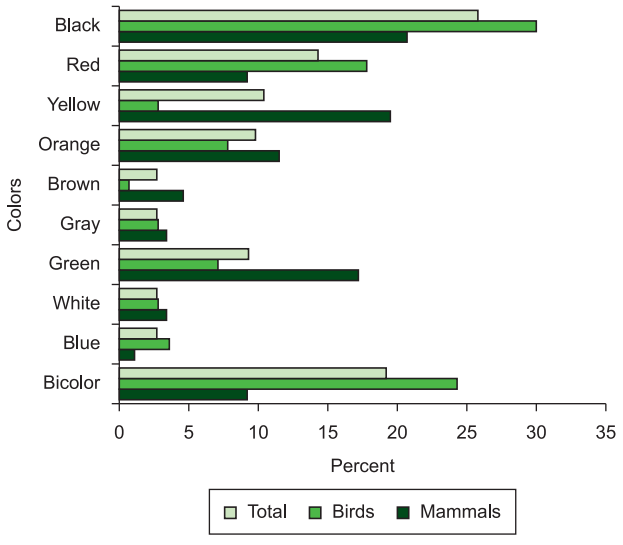

Figure 3. Frequencies of ripe fruit colors of vertebrated-dispersed plant species according to their seed dispersers, either birds (n = 145 species) or mammals (n = 87), in the Saibadela forest. Total refer to the entire plant community (n = 186), irrespective of seed disperser.

mammal fruits, being colored black or red, whereas mammal fruits are often yellow or green, a distinction that corroborate the frequent finding that size and color are fruit features that evolutionarily respond to different dispersal agents (Jordano 1995, Pizo 2002, Lomáscolo & Schaefer 2010). Bird fruits are more conservative in morphology than mammal fruits, which is not surprising given the variety of trophic structures and handling abilities among mammalian seed dispersers. That mixed fruits are closer to bird fruits in what concerns fruit morphology likely reflects such wider handling abilities of mammals, especially primates, that are able to consume fruits primarily adapted to bird dispersal. The exploitation of primarily bird-dispersed fruits by mammals, however, may not be neutral, but occur at the expenses of the efficiency of seed dispersal. For instance, the seed deposition patterns produced by birds and monkeys are likely different; while birds often regurgitate isolated seeds, especially medium- or large-sized seeds, monkeys defecate them in groups. With two Myrtaceae species occurring at Saibadela (*Gomidesia anacardiaefolia* (Gardner) O. Berg and *Marlierea obscura* O. Berg), Pizo (2003) experimentally shown that the deposition of isolated seeds provided a better balance between number of dispersed seeds and number of established seedlings, suggesting that, in comparison with monkeys, birds may optimize the reproductive effort of both plant species. Therefore, although birds and mammals exploit the fruits of the same plant species, their evolutionary effects upon plant populations may not be the same.

2. Community-wide patterns of chemical content

Similarly to fruit morphology, our results for fruit chemical composition reflect general patterns observed for fleshy fruits as, for example, the left skewness for water and carbohydrates, the right skewness for lipids and proteins, the complementary trends between carbohydrates (and to a lesser extent water) and lipids (Herrera 1987, Jordano 1995, Corlett 1996), and the great interspecific variability in lipid content (Corlett 1996, Jordano 2000, but see Herrera 1987). This community-wide pattern of fruit traits is paralleled and influenced by within-family profiles as, for example, what is observed for Myrtaceae (Pizo 2002), a dominant family at the Saibadela forest.

For sake of comparison, we used the fruit database (FRUBASE) of Jordano (1995) and averaged the major chemical components of fruits across six phytogeographic regions (Table 5). We noted that fruits in the Saibadela forest did not differ greatly from fruits sampled in other Neotropical communities. What is evident is that fruits in the Neotropics, along with Australasian fruits, have greater lipid content than African fruits and fruits taken from temperate regions of Europe and North America. Historical aspects must be considered as an underlying cause for these differences, because plant families that typically produce lipid-rich fruits (e.g., Lauraceae, Meliaceae, Myristicaceae) are found mainly in tropical forests (Herrera 1981, Snow 1981). Apart from these idiosyncrasies, the great question is what drives the general trend of similarity among the Saibadela and these distinct floras? Perhaps it is the fact that the Saibadela forest assembles an extraordinary diversity of fleshy fruited species, and this reproduces the general, worldwide pattern because it combines higher taxa with distinct fruit types and pulp constitutions. It can also be that the major higher taxa that compose the Saibadela community (e.g., Myrtaceae, Rubiaceae) are less conservative in fruit traits and show the general trends of fruit traits among their component species.

Fruit lipids and secondary compounds are good predictors of fruit removal (Cazetta et al. 2008), what gives room for frugivores exert evolutionary pressure upon these traits, but variation across species in fruit chemistry is also determined to a large extent by common ancestry (Jordano 1995). Stiles (1993), for example, found that captive birds prefer lipid-rich fruits (but see Johnson et al. 1985, Borowicz 1988), whereas mammals tend to avoid them (Debussche & Eisenmann 1989, Herrera 1989). Mammal fruits at Saibadela are more chemically homogeneous than bird fruits, which relates to the fact that birds eat fruits with a wide range of lipid content, while mammals concentrate on lipid-poor fruits. In what concerns fruit chemistry, mixed fruits resemble bird fruits in also being widespread in the PCA plan derived from the fruit major chemical constituents.

In summary, we noted that the morphological and chemical traits of fruits of the Saibadela forest generally resemble the patterns observed in fleshy fruits worldwide. We know that traits related to fruit morphology and chemical composition are correlated to plant phylogeny (Jordano 1995) and, as a consequence, taxonomic composition of fruiting plants at different sites influences the patterns of variation in fruit morphology (Herrera 2002). The similarities

Table 4. Pattern of rotated factors (factor loadings, extracted by principal components) for separate analyses of fruit morphological and chemical traits of vertebrate-dispersed fruits of the Saibadela forest. Varimax rotation method was used. Loadings that strongly affect each factor (> 0.60) are in boldface.

Morphology	PC 1	PC 2	Chemical	PC 1	PC 2
No. of seeds/fruit	0.37	**0.79**	Water	**0.83**	0.18
Seed width	0.46	**–0.83**	Lipids	**–0.96**	–0.08
Seed length	0.40	**–0.83**	Protein	–0.09	**0.91**
Fruit width	**0.88**	–0.34	Carb.[a]	**0.95**	–0.13
Fruit length	**0.87**	–0.13	Ash	0.42	0.46
Seed mass	0.41	–0.59	-	-	-
Fruit mass	**0.90**	–0.10	-	-	-
Eigenvalue	3.97	1.57	-	2.72	1.07
Cumulative % variance	56.7	79.2	-	54.5	75.9

[a]Total carbohydrates.

Table 5. Mean proportions for the major chemical components analyzed from the pulps of fleshy fruits sampled in the Saibadela forest and at each of the major regions included in Jordano's (1995) database. Number of species analyzed is given in parentheses. Proportions of water are reported on a fresh mass basis; other components based on dry mass of fruit pulp.

Area[a]	Water	Lipid	Protein	NSC [b]	Ash
Africa	0.70 (67)	0.09 (119)	0.06 (123)	0.59 (118)	0.04 (82)
Australasia	0.76 (73)	0.15 (75)	0.07 (85)	0.54 (25)	0.08 (5)
Mediterranean Europe	0.62 (86)	0.08 (76)	0.05 (76)	0.68 (73)	0.05 (73)
North Europe	0.73 (45)	0.04 (35)	0.04 (34)	0. 46 (34)	0.05 (15)
North America	0.81 (53)	0.06 (50)	0.06 (76)	0.59 (51)	0.05 (30)
Neotropical	0.74 (182)	0.15 (137)	0.06 (164)	0.49 (155)	0.06 (57)
Saibadela forest	**0.79 (63)**	**0.12 (64)**	**0.08 (56)**	**-**	**0.04 (59)**

[a]Based in Jordano (1995); [b]NSC = Non-Structural Carbohydrates.

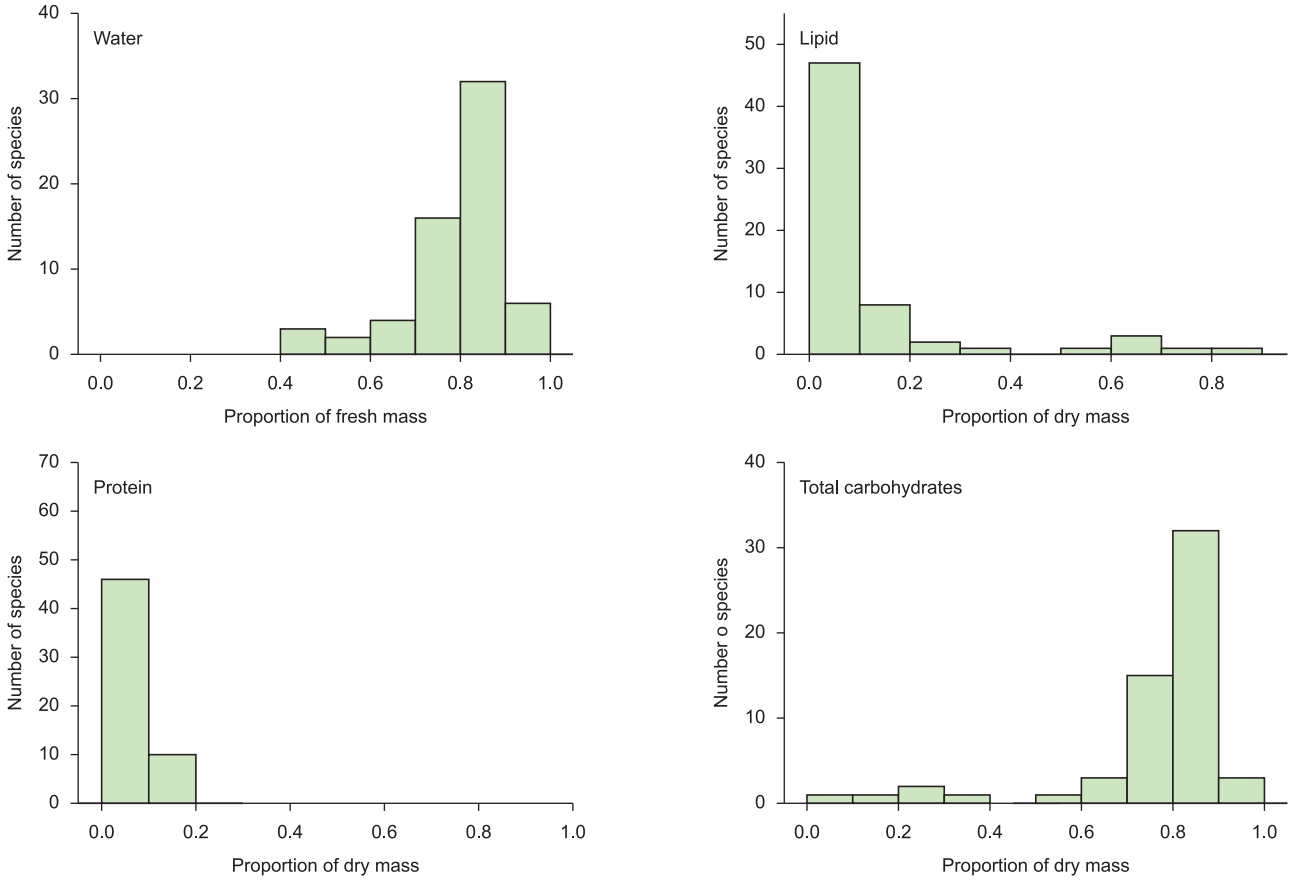

Figure 4. Frequency distributions of contents of water and the major chemical components of vertebrate-dispersed fruits collected in the Saibadela forest.

highlighted here involving the Saibadela forest and a diverse array of floras point to general patterns of worldwide validity, either determined by homogeneous, worldwide evolutionary influence of seed dispersers and/or pervasive plant physiology/fruit development constraints.

The distinction we made among bird, mammal and mixed fruits revealed that mammal fruits are more variable than bird fruits in relation to morphological traits, while the reverse is true for chemical traits. Mixed fruits resemble bird fruits in the patterns of variation of morphological and chemical traits, suggesting that they are primarily bird-dispersed fruits that are also exploited by mammals. Such fruits are common in tropical forests (e.g. at Barro Colorado Island in Panamá, 85 of 89 of the animal-dispersed plant species had dispersal agents from two of three animal-dispersed categories, either bats, nonvolant mammals or birds; Muller-Landau et al. 2008), where they present excellent opportunities to contrast the effectiveness of different functional groups of frugivores dispersing the same plant species. A recent study with *Solanum granuloso-leprosum* Dunal (Solanaceae), a pioneer, small-seeded tree of open areas and forest edges dispersed by birds and bats, illustrates this point. While bats removed more fruits than birds, performing better in the quantitative component, birds improved the germination performance of seeds, an aspect of the qualitative component of seed dispersal effectiveness (Jacomassa & Pizo 2010). This example shows that in the mixed dispersal category, different dispersal groups might not weigh equally in respect to their effectiveness of seed dispersal, which may translate to their effects upon population recruitment.

Acknowledgements

We would like to thank Pedro Jordano for valuable suggestions on the manuscript. FAPESP (Project Biota 2001/14463-5 and 2001/10300-4; Project JP 95/09626-6), WWF-Brasil, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, International Foundation for Science (IFS), Idea Wild, CYTED (UNESCO), and FUNDUNESP (00105/04-DFP) provided financial support. We also thank Fundação Florestal do Estado de São Paulo for the permission to work at Intervales. The authors receive fellowships from the Brazilian Research Council (CNPq).

References

ALEIXO, A. & GALETTI, M. 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in south-east Brazil. Bird Cons. Int. 7:235-261.

ALMEIDA-NETO, M., CAMPASSI, F., GALETTI, M., JORDANO, P. & OLIVEIRA-FILHO, A. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. Global Ecol. Biogeogr. 17:503-513.

ALMEIDA-SCABBIA, R. 1996. Fitossociologia de um trecho de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. MSc thesis, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brazil.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS – AOAC. 1990. Official methods of analysis. 15th ed. Washington.

BLIGH, E.G. & DYER, W.J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. Can. J. Biochem. Physiol. 37:911-917.

BOROWICZ, V.A. 1988. Fruit consumption by birds in relation to fat content of pulp. Am. Midl. Nat. 119:121-127.

CIPOLLINI, M.L. & LEVEY, D.J. 1997. Why are some fruits toxic? Glycoalkaloids in *Solanum* and fruit choice by vertebrates. Ecology 78:782-798.

CAZETTA, E., SCHAEFFER, U.M. & GALETTI, M. 2008. Does attraction to frugivores or defense against pathogens shape fruit pulp composition? Oecologia 155:277-286.

CLARK, D.B. 1996. Abolishing virginity. J. Trop. Ecol. 12:735-739.

CORLETT, R.T. 1996. Characteristics of vertebrate-dispersed fruits in Hong Kong. J. Trop. Ecol. 12:819-833.

DEBUSSCHE, M. & ISENMANN, P. 1989. Fleshy fruit characters and the choices of birds and mammal seed dispersers in a Mediterranean region. Oikos 56:327-338.

DEBUSSCHE, M., CORTEZ, J. & RIMBAULT, I. 1987. Variation in fleshy fruit composition in the Mediterranean region: the importance of ripening season, life-form, fruit type, and geographical distribution. Oikos 49:244-252.

DONATTI, C.I., GALETTI, M., PIZO, M.A., GUIMARÃES Jr., P.R. & JORDANO, P. 2007. Living in the land of ghosts: fruit traits and the importance of large mammals as seed dispersers in the Pantanal, Brazil. In Seed dispersal: theory and its application in a changing world (A.J. Dennis, E.W. Schupp, R.J. Green & D.W. Westcott, ed.). CABI Publishing, Wallingford, Inglaterra, p.104-123.

DOWSETT-LEMAIRE, F. 1988. Fruit choice and seed dissemination by birds and mammals in the evergreen forests of upland Malawi. Rev. Ecol. (Terre et Vie) 43:251-285.

ERIKSSON, O. & EHRLÉN, J. 1991. Phenological variation in fruit characteristics in vertebrate-dispersed plants. Oecologia 86:463-470.

FELSENSTEIN, J. 1985. Phylogenies and the comparative method. Am. Nat. 125:1-15.

GALETTI, M. 1996. Fruits and frugivores in a Brazilian Atlantic forest. PhD Thesis, University of Cambridge, Cambridge, UK.

GALETTI, M., MARTUSCELLI, P., OLMOS, F. & ALEIXO, A. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. Biol. Cons. 82:31-39.

GALETTI, M., LAPS, R. & PIZO, M.A. 2000. Frugivory by toucans (Ramphastidae) in two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. Biotropica 32:842-850.

GAUTIER-HION, A., DUPLANTIER, J.M., QURIS, R., FEER, F., SOURD, C., DECOUX, J.P., DUBOST, G., EMMONS, L., ERARD, C., HECKETSWEILER, P., MOUNGAZI, A., ROUSSILHON, C. & THIOLLAY, J.M. 1985. Fruit characters as a basis of fruit choice and seed dispersal in a tropical forest vertebrate community. Oecologia 65:324-327.

GIRÃO, L.C., LOPES, A.V., TABARELLI, M., BRUNA, E.M. & CHAVE, J. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. Plos One 2:e908.

GUILHERME, F.A.G., MORELLATO, L.P.C. & ASSIS, M.A. 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. Rev. Bras. Bot. 27:725- 37.

HERRERA, C.M. 1981. Are tropical fruits more rewarding to dispersers than temperate ones? Am. Nat. 118:896-907.

HERRERA, C.M. 1982. Defense of ripe fruits from pests: its significance in relation to plant–disperser interactions. Am Nat 120:218-241.

HERRERA, C.M. 1987. Vertebrate-dispersed plants of the Iberian Peninsula: a study of fruit characteristics. Ecol. Monogr. 57:305-331.

HERRERA, C.M. 1989. Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. Oikos 55:250-262.

HERRERA, C.M. 2002. Seed dispersal by vertebrates. In Plant-animal interactions: an evolutionary approach (C.M. Herrera & O. Pellmyr, eds.). Blackwell Publishing, Malden, USA, p.185-208.

HOOPER, D.U. & VITOUSEK, P.M. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. Science 277:1302-1305.

IZAR, P. 1999. Aspectos de ecologia e comportamento de um grupo de macacos-prego (*Cebus apella*) em área de Mata Atlântica, São Paulo. PhD thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.

JACOMASSA, F.A.F. & PIZO, M.A. 2010. Birds and bats diverge in the qualitative and quantitative components of seed dispersal of a pioneer tree. Acta Oecologica 36:493-496.

JANSON, C.H. 1983. Adaptation of fruit morphology to dispersal agents in a neotropical forest. Science 219:187-189.

JOHNSON, R.A., WILLSON, M.F. & THOMPSON, J.N. 1985. Nutritional value of wild fruits and consumption by migrant frugivorous birds. Ecology 66:819-827.

JORDANO, P. 1995. Angiosperm fleshy fruits and seed dispersers: a comparative analysis of adaptation and constraints in plant-animal interactions. Am. Nat. 145:163-191.

JORDANO, P. 2000. Fruits and frugivory. In Seeds: the ecology of regeneration in plant communities (M. Fenner, ed.). 2nd ed. CAB International, Wallingford, UK, p.125-165.

KITAMURA, S., YUMOTO, T., POONSWAD, P., CHUAILUA, P., PLONGMAI, K., MARUHASHI, T. & NOMA, N. 2002. Interactions between fleshy fruits and frugivores in a tropical seasonal forest in Thailand. Oecologia, 133:559-572.

KNIGHT, R.S. & SIEGFRIED, W.R. 1983. Inter-relationship between type, size and colour of fruits and dispersal in Souther African trees. Oecologia 56:405-412.

LOMÁSCOLO, S.B. & SCHAEFER, H.M. 2010. Signal convergence in fruits: a result of selection by frugivores? J. Evol. Biol. 23:614-624.

LONG, R.W. 1971. A flora of tropical Florida. University of Miami Press, Coral Gables, Florida.

MULLER-LANDAU, H.C., WRIGHT, S.J., CALDERÓN, O., CONDIT, R. & HUBBELL, S.P. 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. J. Ecol. 96:653-667.

NAKANISHI, H. 1996. Fruit color and fruit size of bird-disseminated plants in Japan. Vegetatio 123:207-218.

PIZO, M.A. 2002. The seed dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic forest. In Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation (D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti, ed.). CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, UK, p.129-143.

PIZO, M.A. 2003. Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica. Rev. Brasil. Bot. 26:371-377.

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. Biol. Cons. 142:1141-1153.

RODRIGUES, M., OLMOS, F. & GALETTI, M. 1993. Seed dispersal by tapir in southeastern Brazil. Mammalia 57:460-461.

SNOW, D. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. Biotropica 13:1-14.

SNOW, B.K. & SNOW, D.W. 1988. Birds and berries. T. & A.D. Poyser, Calton, UK.

STATSOFT. 1996. Statistica for Windows: computer program manual. Statisoft Inc., Tulsa, USA.

STILES, E.W. 1980. Patterns of fruit presentation and seed dispersal in bird-disseminated woody plants in the eastern deciduous forest. Am. Nat. 116:670-688.

STILES, E.W. 1993. The influence of pulp lipids on fruit preference by birds. Vegetatio 107-108:227-235.

TRAVESET, A., WILLSON, M.F. & VERDU, M. 2004. Characteristics of fleshy fruits in southeast Alaska: phylogenetic comparison with fruits from Illinois. Ecography 27:41-48.

VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of seed dispersal in higher plants. 3rd ed. Springer-Velag, Berlin.

VIEIRA, E.M. & IZAR, P. 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. Plant Ecol. 145:75-82.

WHEELWRIGHT, N.T., HABER, W.A., MURRAY, K.G. & GUINDON, C. 1984. Tropical fruit-eating birds and their food plants: a survey of a Costa Rican lower montane forest. Biotropica 16:173-192.

WHEELWRIGHT, N.T. & JANSON, C.H. 1985. Colors of fruit displays of bird-dispersed plants in two tropical forests. Am. Nat. 126:777-799.

WILLSON, M.F. & THOMPSON, J.N. 1982. Phenology and ecology of color in bird-dispersed fruits, or why some fruits are red when they are "green". Can. J. Bot. 60:701-713.

WILLSON, M.F., IRVINE, A.K. & WALSH, N.G. 1989. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. Biotropica 21:133-147.

ZIPPARRO, V.B., GUILHERME, F.A.G., ALMEIDA-SCABBIA, R.J. & MORELLATO, L.P.C. 2005. Levantamento florístico de floresta atlântica no sul do estado de São Paulo (Parque Estadual Intervales, Base Saibadela, Sete Barras). Biota Neotropica. 5: http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/fullpaper?bn02605012005+pt.

Recebido em 31/08/2010
Versão reformulada recebida em 18/02/2011
Publicado em 25/02/2011

Appendix

Appendix 1. Growth form, colour, and mean morphological measures of vertebrate-dispersed fruits of the Saibadela forest. Values are based on at least ten fruits per species. Values for mean seed number and fruit and seed dimensions were rounded to the nearest integer. Species with temporally bicolored fruits are indicated by asterisks.

Family	Species	Growth form[a]	Fruit colour[b]	No. seeds/ fruit	Seed width (mm)	Seed length (mm)	Fruit width (mm)	Fruit length (mm)	Seed mass (g)	Fruit mass (g)	Disperser group[c]
Annonaceae	*Guatteria australis*	T	black/dark red (F/P)	1	5	8	6	10	0.1	0.3	b
	Rollinia sericea	T	yellow	> 50	5	8	33	34	< 0.1	20.0	m
	Xylopia brasiliensis	T	white/red (A/C)	-	-	-	-	-	-	-	b
Araceae	*Anthurium harrisi*	M	pale green	-	-	-	-	-	< 0.1	-	b, m
	Anthurium langsdorffii	M	yellow	-	-	-	-	-	-	-	b
	Anthurium pentaphylum	M	dark red	-	-	-	-	-	-	-	b, m, s
	Anthurium scandens	M	white	4	1	2	6	6	< 0.1	0.1	b, m
	Heteropsis oblongifolia	M	orange	4	6	14	14	16	0.4	2.1	b, m
	Monstera adansonii	M	white	1	-	-	8	11	0.2	0.4	b, m, s
	Philodendron appendiculatum	M	pale green	-	< 1	1	-	-	< 0.1	-	b, m, s
	Philodendron corcovadense	M	red	1	2	3	6	9	< 0.1	0.2	b, m, s
	Philodendron crassinervium	M	yellow	-	-	-	-	-	-	-	b, m, s
Araliaceae	*Didymopanax angustissimum*	T	brown	-	-	-	9	7	-	0.2	b
	Dendropanax sp.	M	green	5	1	3	4	4	-	1.0	b
Arecaceae	*Astrocaryum aculeatissimum*	T	brown	1	-	-	35	60	-	29.5	r
	Bactris setosa	T	pale green	1	10	13	15	15	1.4	2.7	r
	Euterpe edulis	T	black	1	11	12	14	14	1.3	1.7	b, m, u
	Geonoma gamiova	S	black	1	7	9	10	12	0.3	0.8	b
	Geonoma pauciflora	S	black	1	6	7	8	9	0.2	0.5	b
Bignoniaceae	*Schlegelia parviflora*	L	dark red	45	1	3	9	8	< 0.1	0.3	b, m
Boraginaceae	*Cordia sylvestris*	T	red	1	4	5	10	10	0.1	0.6	b, m
Bromeliaceae	*Aechmea nudicaulis*	E	orange/pink (F/B-T)	> 50	< 1	< 1	7	16	< 0.1	0.2	b
Burseraceae	*Protium widgrenii*	T	white/red (A/C)	1	9	16	12	16	0.1	1.0	b, m
Cactaceae	*Rhipsalis* sp.	E	white	10	< 1	< 1	5	4	< 0.1	< 0.1	b
	Rhipsalis sp.	E	pink	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
Caesalpiniaceae	*Copaifera langsdorfii*	T	yellow/black (A/S)	1	9	11	-	-	0.6	1.3	b, m
	Copaifera trapezifolia	T	red/black (A/S)	1	8	13	23	31	2.0	2.9	b, m
	Hymenaea altissima	T	brown	-	-	-	-	-	-	-	r
	Swartzia flaemingii	T	yellow/brown (A/S)	1	35	67	-	-	29.0	-	r
Canellaceae	*Cinnamodendron dinizii*	T	black	2	9	10	14	16	0.5	2.3	b, m
Caricaceae	*Jacaratia spinosa*	T	orange	> 50	5	6	42	68	< 0.1	50.0	m
Cecropiaceae	*Cecropia glaziovii*	T	orange	> 50	-	-	-	-	-	-	a, b, m, s
	Cecropia pachystachia	T	green	> 50	1	3	-	-	< 0.1	< 0.1	b, m
	Coussapoa microcarpa	T	green	1	12	17	17	17	< 0.1	< 0.1	b
	Pourouma guianensis	T	black	1	-	-	18	17	1.2	3.3	b, m
Celastraceae	*Maytenus aquifolium*	T	white/yellow (A/C)	3	7	8	13	16	1.3	2.7	b
	Maytenus alanternoides	T	white/yellow (A/C)	2	9	11	14	12	0.4	0.6	b
	Maytenus ligustrina	T	white/red (A/C)	1	8	12	14	25	-	-	b
	Maytenus robusta	T	white/yellow (A/C)	1	4	13	10	15	0.2	0.6	b
	Maytenus schumanniana	S	white/brown (A/C)	1	7	8	8	11	0.1	0.3	b
Chrysobalanaceae	*Parinari excelsa*	T	brown	1	16	28	25	39	5.6	12.9	m
Clusiaceae	*Clusia parviflora*	E	red/white (A/C)	5	2	4	5	8	< 0.1	0.1	b, m
	Garcinia gardneriana	T	yellow	1	14	27	28	35	2.9	13.7	m, r
Commelinaceae	*Dychorisandra thyrsiflora*	H	white/red (A/C)	-	-	-	-	-	-	-	b
	Dichorisandra sp.	H	orange	5	-	-	6	12	-	0.2	b

[a]Growth form: E = epiphyt, H = herb, L = liana, M = hemiepiphyt, S = shrub, T = tree; [b]Bicolored fruits are indicated by two-colour combinations; for the temporally bicolored fruits (indicated by asterisks in the species column), these colors correspond, respectively, to the ripe and unripe fruits, for the morphologically bicolored fruits the colors represent, respectively, the colour of the flesh part and the accessory(ies) structure(s) followed by capital letters (in parentheses) that indicate to which structures the preceding colours refer to: A = aril, B = bracts, C = capsule, F = fruit, P = pedicel, S = seed, T = infructescence stem, Y = calyx; [c]Seed disperser groups: a = bat, b = bird, m = monkey, r = rodent, s = marsupial, u = ungulate.

Appendix 1. Continued...

Family	Species	Growth form[a]	Fruit colour[b]	No. seeds/ fruit	Seed width (mm)	Seed length (mm)	Fruit width (mm)	Fruit length (mm)	Seed mass (g)	Fruit mass (g)	Disperser group[c]
Costaceae	*Costus spiralis*	H	white/red (F/B)	-	-	-	-	-	-	-	b
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis*	T	red	1	6	11	7	12	0.2	0.3	b, m
	Sloanea monosperma	T	white	-	-	-	-	-	-	-	b
Euphorbiaceae	*Alchornea glandulosa*	T	red	2	-	-	5	5	< 0.1	0.1	b
	Alchornea triplinervia	T	red	2	4	5	8	11	0.1	0.4	b
	Hyeronima alchorneoides	T	dark red	1	2	3	4	5	< 0.1	< 0.1	b, m
	Tetrorchidium rubrivenium	T	red	1	5	5	6	6	< 0.1	< 0.1	b
	Margaritaria nobilis	T	iridescent blue	3	7	11	7	11	0.2	0.8	b
Flacourtiaceae	*Casearia decandra*	T	yellow	2	6	6	10	11	0.1	0.7	b
	Xylosma glaberrimum	T	red	-	-	-	-	-	-	-	b
Gesneriaceae	*Codonanthe* sp.	E	orange	-	< 1	1	-	-	< 0.1	-	b
Heliconiaceae	*Heliconia rivularis*	H	blue/orange (F/B)	-	-	-	-	-	-	-	b
	Heliconia velloziana	H	blue/red (F/B)	-	-	-	-	-	-	-	b
Hippocrateaceae	*Cheiloclinium cognatum.*	L	yellow	2	21	39	44	61	6.2	51.0	m
	Cheiloclinium sp.	L.	gray	5	22	26	50	65	4.4	72.7	m
	Salacia elliptica	L	orange	2	-	-	38	35	-	26.0	m
Icacinaceae	*Citronella megaphylla*	T	black	1	14	17	18	20	2.1	20.2	b
Lauraceae	*Cryptocarya archersoniana*	T	yellow	1	20	21	25	25	4.0	8.0	m
	Cryptocarya moschata	T	yellow	1	15	22	20	24	2.4	5.0	b, m
	Endlicheria paniculata *	T	black/red (F/P)	1	-	-	10	20	-	-	b, m
	Nectandra megapotamica	T	black	1	9	8	9	12	2.5	4.5	b
	Ocotea dispersa	T	black/red (F/P)	1	7	8	9	14	0.3	0.7	b
	Ocotea tabacifolia	T	black	1	-	-	-	-	-	-	b
	Ocotea teleiandra	T	black	1	13	20	14	22	1.9	2.8	b
Loganiaceae	*Strychnos brasiliensis.*	T	red	1	12	11	15	15	1.0	2.0	b
	Strychnos trinervis	L	orange	-	-	-	-	-	-	-	b
Magnoliaceae	*Talauma ovata*	T	red/white (A/C)	> 50	8	12	9	14	0.2	0.5	b
Marantaceae	*Stromanthe sanguineo*	H	orange/black (A/S-C)	1	-	-	-	-	-	-	b
Marcgraviaceae	*Marcgravia polyantha*	L	Red	> 50	< 1	< 1	15	18	< 0.1	2.5	b, m
Melastomataceae	*Clidemia blepharodes*	E	Pale blue/red(F/B-Y)	> 50	< 1	< 1	5	7	< 0.1	0.1	b
	Leandra reversa	S	black	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
	Leandra mosenii	S	black	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
	Leandra glazioviana	S	black	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
	Miconia cubatanensis	T	black	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
	Miconia latecrenata	S	black	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
	Miconia tristis	T	Blue	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
	Mouriri chamissoana	T	orange	1	-	-	-	-	-	-	b
	Ossaea retropila	S	black	-	< 1	< 1	-	-	< 0.1	-	b
Meliaceae	*Cabralea canjerana*	T	orange/white (A/C)	7	9	11	10	18	0.7	1.4	b
	Guarea macrophylla	T	Red	1	-	-	9	13	-	0.5	b
	Trichilia lepidota	T	Red	-	-	-	-	-	-	-	b
	Trichilia cf. *pallens*	T	red/black (A/S)	2	-	-	-	-	-	-	b
Mendonciaceae	*Mendoncia velloziana*	L	black	1	7	14	14	17	0.3	1.8	b
Menispermaceae	*Abuta selloana*	L	yellow	1	11	16	17	32	-	5.7	m
	Hyperbaena sp.	L	black	-	-	-	-	-	-	-	b, m
Mimosaceae	*Inga* sp.	T	brown	7	9	16	20	101	0.4	22.0	m
Monimiaceae	*Mollinedia schottiana*	T	black	1	-	-	-	-	-	-	b
	Mollinedia uleana	T	Gray	1	9	18	13	21	0.9	2	b
	Mollinedia sp.	T	black	1	7	10	9	12	0.4	0.8	b
Moraceae	*Ficus enormis*	M	green	> 50	< 1	< 1	14	14	< 0.1	1.3	b, m
	Ficus gomelleira	T	green	> 50	< 1	< 1	17	19	< 0.1	2.8	b, m
	Ficus insipida	T	green	> 50	< 1	< 1	34	35	< 0.1	19.0	b, m
	Ficus sp.	T	green	> 50	< 1	< 1	17	17	< 0.1	2.5	b, m
	Ficus sp.	T	green	> 50	< 1	< 1	13	13	< 0.1	1.0	b, m

[a]Growth form: E = epiphyt, H = herb, L = liana, M = hemiepiphyt, S = shrub, T = tree; [b]Bicolored fruits are indicated by two-colour combinations; for the temporally bicolored fruits (indicated by asterisks in the species column), these colors correspond, respectively, to the ripe and unripe fruits, for the morphologically bicolored fruits the colors represent, respectively, the colour of the flesh part and the accessory(ies) structure(s) followed by capital letters (in parentheses) that indicate to which structures the preceding colours refer to: A = aril, B = bracts, C = capsule, F = fruit, P = pedicel, S = seed, T = infructescence stem, Y = calyx; [c]Seed disperser groups: a = bat, b = bird, m = monkey, r = rodent, s = marsupial, u = ungulate.

Appendix 1. Continued...

Family	Species	Growth form[a]	Fruit colour[b]	No. seeds/ fruit	Seed width (mm)	Seed length (mm)	Fruit width (mm)	Fruit length (mm)	Seed mass (g)	Fruit mass (g)	Disperser group[c]
	Sorocea bonplandii	T	red	1	8	11	12	13	0.6	1.2	b, m
Myristicaceae	*Virola gardneri*	T	red	1	24	20	37	30	5.6	6.3	b, m
	Virola bicuhyba	T	red	1	15	24	15	24	2.3	3.5	b, m, u
Myrsinaceae	*Myrsine umbellata*	T	black	1	6	7	8	8	0.2	0.4	b
Myrtaceae	*Calycorectes acutatus*	T	yellow	1	18	17	23	22	3.6	6.3	?
	Calycorectes australis	T	red	1	10	11	21	18	1.0	2.0	b
	Calyptranthes lanceolata	S	dark red	1	8	9	13	11	0.4	1.0	b
	Campomanesia guaviroba	T	yellow	-	6	8	22	17	-	5.0	m
	Campomanesia neriiflora	T	yellow	9	9	11	31	40	0.3	29.0	m
	Campomanesia schlechtendaliana	T	yellow	10	10	11	34	28	0.4	18.0	m
	Campomanesia xanthocarpa	T	orange	4	6	7	21	18	0.1	5.0	b, m
	Eugenia bocainensis	T	red	4	21	25	43	36	6.1	4.2	?
	Eugenia cambucarana	T	green	1	28	28	41	36	16.0	35.0	r
	Eugenia cuprea	T	red	1	11	16	15	18	1.0	2.0	b
	Eugenia handroana	T	black	1	10	20	14	21	1.5	2.8	b
	Eugenia melanogyna	T	dark red	1	21	26	30	34	7.0	20.0	?
	Eugenia mosenii	T	gray	1	19	25	20	31	4.0	7.0	b
	Eugenia multicostata	T	green	1	24	25	30	27	4.0	10.0	r
	Eugenia neoglomerata	T	black	1	14	17	17	19	2.0	3.0	b
	Eugenia neoverrucosa	T	yellow	1	29	30	47	44	14.0	41.0	r
	Eugenia oblongata	T	dark red	1	15	17	25	21	1.0	6.0	b
	Eugenia riedeliana	T	dark red	1	12	15	21	15	1.0	4.0	b
	Eugenia stictosepala	T	orange	1	16	26	18	31	3.5	5.8	a, m
	Eugenia sp.	T	orange	1	16	17	25	21	25	7.7	?
	Gomidesia anacardiifolia	T	dark red	1	8	9	15	12	0.3	2.0	b
	Gomidesia flagelaris	T	black	1	10	10	15	14	1.5	2.0	b
	Gomidesia spectabilis	T	gray	1	11	11	16	16	0.6	3.0	b
	Gomidesia tijucensis	T	dark red	1	9	9	17	15	0.3	3.0	b
	Marlierea eugeniopsoides	T	black	1	13	11	18	16	1.0	3.2	b, m
	Marlierea obscura	T	black	2	7	9	14	11	0.2	2.0	b, m
	Marlierea regeliana	T	black	1	12	16	23	22	1.0	7.0	b, m
	Marlierea suaveolens	T	dark red	2	10	12	17	15	0.6	1.0	b, m
	Marlierea tomentosa	T	black	2	7	10	11	13	0.3	1.6	b, m
	Myrceugenia myrcioides	L	orange	2	8	3	14	17	0.1	2.0	b, m
	Myrceugenia reitzii	T	gray	4	7	12	17	20	0.3	4.0	b, m
	Myrcia pubipetala	T	gray	1	1	1	12	15	0.2	1.0	b, m
	Myrciaria floribunda	T	black	1	-	-	11	-	-	-	b, m
	Neomitrantes glomerata	T	black	2	11	14	19	15	1.0	4.0	b
	Plinia complanata *	T	red/yellow	1	9	7	12	10	0.2	1.0	b
	Plinia pauciflora	T	red	-	-	-	-	-	-	-	b
	Undetermined	T	red	1	15	12	18	13	0.8	2.3	b
Nyctaginaceae	*Guapira oposita*	T	black/red (F/P)	1	6	10	11	13	0.3	1.1	b
Olacaceae	*Heisteria silvianii*	T	white/red (F/B)	1	12	13	10	13	0.4	0.9	b, m
	Tetrastylidium grandifolium	T	green	1	21	22	25	24	4.1	7.4	a
Phytolaccaceae	*Phytolacca dioica*	T	yellow	-	-	-	7	9	< 0.1	0.3	b, m
Piperaceae	*Piper cernum*	S	green	> 50	-	-	-	-	-	-	a
	Piper aduncum	S	green	> 50	-	-	-	-	-	-	a
Quiinaceae	*Quiina glaziovii*	T	orange	2	9	13	16	20	1.9	3.4	m
Rhamnaceae	*Rhamnidium elaeocarpum*	T	dark red	-	-	-	-	-	-	-	b, m
Rubiaceae	*Alibertia myrcifolia*	T	dark red	-	-	-	-	-	-	-	b
	Amaioua guianensis	T	red	-	-	-	10	17	-	-	b
	Coccocypselum sp.	H	blue	40	1	1	11	14	< 0.1	0.3	b
	Coussarea contracta	T	red	1	10	12	15	17	0.6	2.0	b, m
	Geophila repens	H	orange	2	3	5	7	9	< 0.1	0.3	b

[a]Growth form: E = epiphyt, H = herb, L = liana, M = hemiepiphyt, S = shrub, T = tree; [b]Bicolored fruits are indicated by two-colour combinations; for the temporally bicolored fruits (indicated by asterisks in the species column), these colors correspond, respectively, to the ripe and unripe fruits, for the morphologically bicolored fruits the colors represent, respectively, the colour of the flesh part and the accessory(ies) structure(s) followed by capital letters (in parentheses) that indicate to which structures the preceding colours refer to: A = aril, B = bracts, C = capsule, F = fruit, P = pedicel, S = seed, T = infructescence stem, Y = calyx; [c]Seed disperser groups: a = bat, b = bird, m = monkey, r = rodent, s = marsupial, u = ungulate.

Appendix 1. Continued...

Family	Species	Growth form[a]	Fruit colour[b]	No. seeds/ fruit	Seed width (mm)	Seed length (mm)	Fruit width (mm)	Fruit length (mm)	Seed mass (g)	Fruit mass (g)	Disperser group[c]
	Ixora burchelliana	T	black	2	5	6	8	8	< 0.1	0.3	b
	Posoqueria latifolia	T	yellow	2	12	12	36	49	0.8	29.2	m
	Psychotria astrellantha *	S	red/yellow	2	3	3	8	7	< 0.1	0.2	b
	Psychotria brachypoda	S	blue	2	4	5	8	8	0.1	0.4	b
	Psychotria mapourioides *	T	red/yellow	2	2	3	5	6	< 0.1	0.1	b, m
	Psychotria suterela	T	blue	2	3	4	13	11	< 0.1	0.8	b, m
	Randia nitida	T	yellow	-	-	-	-	4	-	-	m
	Rudgea jasminoides *	T	red/yellow	1	6	9	9	11	0.2	0.6	b
	Rudgea recurva	T	white	-	-	-	-	-	-	-	b
Rutaceae	*Zanthoxyllum rhoifolium*	T	red/black (A/S)	1	2	3	4	4	< 0.1	0.1	b
Sabiaceae	*Meliosma sinuata*	T	white	1	11	14	21	29	1.1	5.2	m
Sapindaceae	*Allophylus petiolatus*	T	red	1	6	9	10	12	0.2	0.6	b
	Cupania oblongifolia	T	yellow/black (A/S)	3	10	17	11	17	1.1	1.4	b
	Matayba elaeagnoides	T	yellow/black (A/S)	3	7	11	15	19	0.5	-	b
	Paullinia sp.	L	white/black (A/S)	1	8	11	10	11	0.3	0.5	b
Sapotaceae	*Chysophylum inornatum*	T	black	1	6	19	11	30	0.3	1.9	b, m
	Chysophylum gonocarpum	T	black	3	-	-	-	-	-	-	m
	Chrysophyllum viride	T	yellow	3	5	20	20	30	2.0	4.0	m
	Diploon cuspidatum	T	black	1	14	17	21	21	2.0	5.3	m
	Pouteria caimito	T	dark orange	3	-	-	-	-	-	3.8	m
	Pouteria psammophyla	T	yellow	-	-	-	-	-	-	-	m
	Pouteria venosa	T	orange	1	-	-	37	39	-	26.2	m
Simaroubaceae	*Picramnia gardneri*	S	red	-	-	-	-	-	-	-	b
Solanaceae	*Cestrum amictum*	T	black	-	-	-	-	-	-	-	b
	Cyphomandra diplocos	S	yellow	> 100	3	4	37	46	-	32.0	m
	Solanum inaequale	T	green	> 50	1	3	16	17	-	2.6	a
Symplocaceae	*Symplocos* sp.	T	dark red	1	5	12	7	13	0.1	0.5	?
Ulmacea	*Trema micrantha*	T	orange	1	-	-	-	-	-	-	b
Urticaceae	*Pillea rhizobola*	S	orange	-	-	-	-	-	-	-	b
	Urera bacifera	S	white/red (F/P)	1	2	3	7	5	< 0.1	0.1	b
Verbenaceae	*Aegiphila selowiana*	T	red	1	3	6	5	13	< 0.1	0.2	b
	Citharexylum myrianthum	T	red	2	5	11	10	12	0.1	0.9	b
	Vitex sp.	T	dark red	1	-	-	19	20	-	3.9	b, m

[a]Growth form: E = epiphyt, H = herb, L = liana, M = hemiepiphyt, S = shrub, T = tree; [b]Bicolored fruits are indicated by two-colour combinations; for the temporally bicolored fruits (indicated by asterisks in the species column), these colors correspond, respectively, to the ripe and unripe fruits, for the morphologically bicolored fruits the colors represent, respectively, the colour of the flesh part and the accessory(ies) structure(s) followed by capital letters (in parentheses) that indicate to which structures the preceding colours refer to: A = aril, B = bracts, C = capsule, F = fruit, P = pedicel, S = seed, T = infructescence stem, Y = calyx; [c]Seed disperser groups: a = bat, b = bird, m = monkey, r = rodent, s = marsupial, u = ungulate.

Appendix 2. Mean proportions (based on freshy mass of pulp for water and dry mass for all other components) of the major chemical components of vertebrated-dispersed fruits of the Saibadela forest.

Family	Species	Water	Lipid	Protein	TC [a]	Ash
Annonaceae	*Rollinia sericea*	0.90	0.09	0.06	0.79	0.06
Araceae	*Heteropsis oblongifolia*	0.83	0.02	0.16	0.76	0.07
Arecaceae	*Euterpe edulis*	0.69	0.20	0.08	0.70	0.03
	Geonoma pauciflora	0.88	0.02	0.05	-	-
Boraginaceae	*Cordia sylvestris*	0.81	0.02	0.08	0.84	0.07
Burseraceae	*Protium widgrenii*	0.58	0.03	0.07	0.88	0.03
Caesalpinaceae	*Copaifera trapezifolia*	0.75	0.03	0.07	0.87	0.03
Canellaceae	*Cinnamodendron dinizii*	0.75	0.16	0.09	0.70	0.05
Cecropiaceae	*Cecropia pachystachia* [b]	0.83	0.05	0.12	0.78	0.06
	Pourouma guianensis	0.86	0.02	0.08	0.86	0.05
Celastraceae	*Maytenus alanternoides*	0.84	0.05	0.10	0.82	0.03
	Maytenus ligustrina	0.82	0.09	0.13	0.75	0.02
	Maytenus robusta	0.79	0.01	0.05	0.92	0.02
Chrysobalanaceae	*Parinari excelsa*	0.87	0.03	0.07	0.88	0.03

[a]TC = Total Carbohydrates; [b]species for which seeds were included analyses with the pulp in analysis analyses.

Appendix 2. Continued...

Family	Species	Water	Lipid	Protein	TC [a]	Ash
Clusiaceae	*Clusia parviflora*	0.45	0.53	0.14	-	-
	Garcinia gardneriana	0.76	0.05	0.05	0.87	0.03
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis*	0.91	0.03	0.07	0.88	0.03
Euphorbiaceae	*Alchornea triplinervia*	0.43	0.68	0.08	0.22	0.02
	Hyeronima alchorneoides	0.74	0.08	0.06	-	-
Lauraceae	*Cryptocaria archersoniana*	0.90	0.02	0.07	0.87	0.04
	Cryptocaria moschata	0.85	0.04	0.08	0.84	0.04
Marcgraviaceae	*Marcgravia polyantha* [b]	0.83	0.11	0.06	0.80	0.02
Meliaceae	*Cabralea canjerana*	0.48	0.71	0.10	0.17	0.02
Moraceae	*Ficus insipida* [b]	0.87	0.06	0.07	0.81	0.06
	Ficus enormis [b]	0.80	0.05	0.04	0.80	0.11
	Sorocea bonplandii [b]	0.77	0.05	0.10	0.81	0.04
Myristicaceae	*Virola gardneri*	0.72	0.89	0.05	0.05	0.01
	Virola bicuhyba	0.63	0.62	0.05	0.32	0.01
Myrtaceae	*Calycorectes australis*	0.94	0.07	0.19	0.67	0.07
	Campomansia guaviroba	0.80	0.04	0.07	0.86	0.03
	Campomanesia schlechtendaliana	0.71	0.01	0.05	0.91	0.03
	Campomanesia xanthocarpa	0.87	0.04	0.09	0.83	0.04
	Eugenia cambucarana	0.81	0.01	0.07	0.89	0.03
	Eugenia cuprea	0.91	0.12	0.11	0.71	0.06
	Eugenia melanogyna	0.83	0.03	0.05	0.87	0.05
	Eugenia mosenii	0.82	0.03	0.04	0.88	0.05
	Eugenia multicostata	0.81	0.03	0.08	0.86	0.03
	Eugenia neoglomerata	0.79	0.02	0.06	0.88	0.04
	Eugenia neoverrucosa	0.82	0.07	0.15	0.72	0.06
	Eugenia oblongata	0.91	0.19	0.09	0.67	0.05
	Eugenia riedeliana	0.86	0.14	0.15	0.65	0.06
	Eugenia stictosepala	0.78	0.05	0.08	0.83	0.04
	Gomidesia anacardifolia	0.85	0.03	0.10	0.83	0.04
	Gomidesia flagelaris	0.88	0.02	0.08	0.86	0.04
	Gomidesia spectabilis	0.76	0.06	0.06	0.84	0.04
	Gomidesia tijucensis	0.80	0.02	0.05	0.90	0.03
	Marlierea tomentosa	0.77	0.15	0.06	0.76	0.03
	Myrceugenia myrcioides	0.86	0.06	0.09	0.80	0.05
	Myrceugenia reitzii	0.75	0.08	0.09	0.77	0.06
	Myrcia rostrata	0.83	0.10	0.09	0.78	0.03
	Neomithranthes glomerata	0.87	0.05	0.06	0.86	0.03
Nyctaginaceae	*Guapira opposita*	0.68	0.03	0.19	0.72	0.06
Olacaceae	*Heisteria silvianii*	0.79	0.30	0.13	0.52	0.05
Phytolaccaceae	*Phytolacca dioica* [b]	0.66	0.06	0.15	0.73	0.06
Quiinaceae	*Quiina glaziovii*	0.87	0.08	0.03	0.70	0.20
Rubiaceae	*Coussarea contracta* [b]	0.85	0.01	0.11	0.81	0.08
	Psychotria mapourioides	0.89	0.04	0.09	0.87	0.04
	Psychotria suterella	0.71	0.08	0.03	0.84	0.06
Sapindaceae	*Cupania oblongifolia*	0.56	0.63	0.11	0.25	0.02
	Matayba elaeognoides	-	0.28	-	-	-
Sapotaceae	*Chrysophyllum viride*	0.83	0.04	0.10	0.82	0.05
	Pouteria venosa	0.75	0.11	0.09	0.77	0.04
Verbenaceae	*Citharexylum myrianthum*	0.81	0.06	0.07	0.83	0.04
	Vitex sp.	0.88	0.01	0.04	-	-
Coefficient of variation (%)		13.7	155.6	42.5	24.8	60.6

[a]TC = Total Carbohydrates; [b]species for which seeds were included analyses with the pulp in analysis analyses.

Redescription of *Pseudopomyzella flava* Hennig (Diptera: Cypselosomatidae) and the first record from Brazil

Fernando da Silva Carvalho-Filho[1,2] & Maria Cristina Esposito[1]

[1]Laboratório de Ecologia de Invertebrados, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará – UFPA, Rua Augusto Corrêa, n. 01, Guamá, Belém, PA, Brazil
[2]Corresponding author: Fernando da Silva Carvalho-Filho, e-mail: fernanbio@yahoo.com.br

CARVALHO-FILHO, F.S. & ESPOSITO, M.C. **Redescription of *Pseudopomyzella flava* Hennig (Diptera: Cypselosomatidae) and the first record from Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02911012011.

Abstract: Cypselosomatidae is composed of Cypselosomatinae and Pseudopomyzinae, including 11 extant genera. Only the genus *Rhinopomyzella* Hennig (Pseudopomyzinae) has been previously recorded from Brazil, represented by two species from Santa Catarina. The genus *Pseudopomyzella* Hennig is comprised of a single species, *Pseudopomyzella flava* Hennig, previously found only in Peru and Ecuador. Here, we report *P. flava* for the first time from Brazil (Pará) and redescribe the species based on the specimens collected.
Keywords: *Acalyptratae, Schizophora, Nerioidea, Neotropical region.*

CARVALHO-FILHO, F.S. & ESPOSITO, M.C. **Redescrição de *Pseudopomyzella flava* Hennig, 1969 (Diptera: Cypselosomatidae) e o primeiro registro para o Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02911012011.

Resumo: Cypselosomatidae é composta por Cypselosomatinae e Pseudopomyzinae, incluindo 11 gêneros atuais. O gênero *Rhinopomyzella* Hennig (Pseudopomyzinae) é o único registrado para o Brasil, representado por duas espécies de Santa Catarina. O gênero *Pseudopomyzella* Hennig compreende uma única espécie, *Pseudopomyzella flava* Hennig, encontrada no Peru e Equador. Neste estudo, *P. flava* é registrada pela primeira vez para o Brasil (Pará) e a espécie é redescrita a partir dos espécimes coletados.
Palavras-chave: *Acalyptratae, Schizophora, Nerioidea, região Neotropical.*

Introduction

Cypselosomatidae is a little known family of minute to medium-sized (2.0–3.7 mm), brown to black and yellow flies, distributed in all biogeographic regions (McAlpine 1966, McAlpine 1987). These flies are rare in Brazil and only a few specimens have been deposited in local collections (see Carvalho et al. 2002). The family is placed basally within the Nerioidea, that also includes Neriidae and Micropezidae (McAlpine 1966, Hennig 1971a, b, Griffiths 1972), which are characterized by elongated terminalia in both males and females (Yeates et al. 2007).

The cypselosomatids are composed of two subfamilies, Cypselosomatinae, with three extant genera restricted to the Indo-Australian region, and Pseudopomyzinae, with eight extant genera from the Neotropical, Neartic, Paleartic, and Oriental (Philippine Islands) regions (McAlpine 1987, Thompson 2009). Seven species in four genera have been formally described from the Neotropical region (two species of *Latheticomyia* Wheeler 1956, remain undescribed) (Prado 1984). So far the Brazilian fauna has been restricted to one genus and two species, *Rhinopomyzella albimana* Hennig, 1969 and *Rhinopomyzella nigrimana* Hennig, 1969 (Prado 1984). The genus *Pseudopomyzella* Hennig, 1969, is comprised of a single species, *Pseudopomyzella flava* Hennig, 1969, that was previously known to occur only in Peru and Ecuador (Hennig 1969, Prado 1984).

The immature stages and larval habits of the Neotropical Cypselosomatidae are unknown (Prado 1984). The larvae of the Australian *Clisa australis* (McAlpine, 1966) have been reared from maggots found in piles of bat dung in caves (McAlpine 1966), while adults of the Palaearctic species *Polypathomyia stackelbergi* Krivosheina, 1979 were reared from larvae found under bark of amur oak and *Aralia* sp. (McAlpine 1987).

The purpose of this study is to redescribe the species *Pseudopomyzella flava*, new record from Brazil, in order to provide better grounds for the collection of additional specimens, their identification, and encourage the eventual discovery of new species of Cypselosomatidae and *Pseudopomyzella*, as well as the study of their natural history. Therefore, illustration of male terminalia and colorful pictures are provided.

Material and Methods

The specimens examined in this study are housed in the entomological collection of the Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) in Belém, Pará, Brazil. The types of *P. flava* were not analyzed and the examined material was identified by comparison with original description of Hennig (1969).

The male genitalia was prepared by removing the abdomen from the specimen, and soaked in 10% KOH for 24 hours at room temperature. Cleared abdomens were then washed in distilled water, neutralized with acetic acid, and mounted for study in non-permanent slides with glycerin. Following analysis, the dissected structure was transferred to a micro-vial containing glycerin and pinned beneath the source specimen. The female genitalia was not prepared due to the fragility of the single specimen. General terminology follows that of McAlpine (1981), while that of McAlpine (1987) was applied to the male terminalia.

Results

1. Pseudopomyzella flava Hennig

Pseudopomyzella flava Hennig, 1969: 595, figs. 5–6, 9, 11, 20, 22. Type-locality: Peru, Madre de Díos, Avispas; Prado, 1984: 1 (catalog).

Male – total length: 2.6 mm (n = 1).

Head: Higher than long. Eyes slightly higher than long, placed obliquely in the head. Ocellar triangle black. Ocellar seta proclinate and divergent. Postocellar setae convergent. Inner and outer vertical setae strong and subequal. Fronto-orbital and parafacial plates orange, with dense grayish pruinosity; fronto-orbital plate with many scattered setae and four lateroinclinate orbital setae. Frontal vitta reddish orange, with light brown bands at lateral margin, beginning at the lateral margin of ocellar triangle and reaching the lunule, with a row of setae subequal to the ocellar seta (Figure 1). Gena yellow, silvery pruinose, with many scattered black setulae; oral vibrissae thick and long. Antennae short, yellow; scape very small, with strong setulae; pedicel short, weakly notched apicodorsally, with short black setulae along posterior edge; first flagellomere rounded in lateral view, with silvery pruinosity; arista brown, very long (about 1.5 × head height), short-haired (Figure 1). Palpus yellow with silvery microtomentum and black setulae. Proboscis yellow.

Thorax: Dull yellow, two dark brown stripes in dorsal view, extending posteriorly from the anterior margin of the scutum to the scutellar apex (Figure 2). Pleura yellow, except for a dark spot on the superior margin of the anepisternum. Chaetotaxy: 0+1 acrostichals, 1+4 dorsocentrals, 1 postpronotal, 2 notopleurals, 1 presutural intra-alar (in anterior part of scutum), 1+3 supra-alars, 1 basal scutellar, 1 subapical scutelars, 1 strong laterally flattened apical scutellar; 1 proepimeral, 1 anepisternal; 1 katepisternal; anepisternum and katepisternum covered with setulae. Legs: Femora yellow, hind

Figures 1. *Pseudopomyzella flava* Hennig 1969, female. Head (dorsal view), scale bar 0.2 mm.

Figuras 1. *Pseudopomyzella flava* Hennig 1969, fêmea. Cabeça (vista dorsal), escala 0,2 mm.

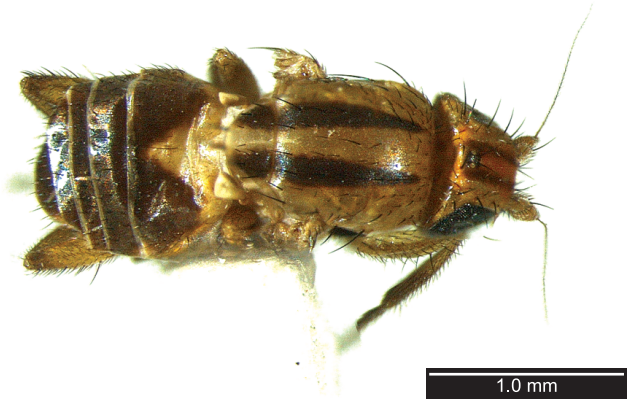

Figure 2. *Pseudopomyzella flava* Hennig 1969, female. Habitus (dorsal view), scale bar 1.0 mm.

Figura 2. *Pseudopomyzella flava* Hennig 1969, fêmea. *Habitus* (vista dorsal), escala 1,0 mm.

femur with an anterodorsal preapical brown spot; fore and hind tibia brown, except for yellow basal 1/4 of hind tibia; mid tibia yellow; fore and hind tarsomeres brown; mid tarsomeres yellow. Fore femur with two anteroventral setae; hind femur with two anterodorsal setae. Wing: Membrane hyaline, with a brown macula between the R_{2+3} and C, and tip of r_{2+3}. Halter yellow.

Abdomen: Tergites covered with small black setulae. Tergites 3–5 brown, tergite 1 yellow, with two faint brown spots laterally in posterior margin, tergite 2 brown with a large median yellow spot in the shape of an inverted triangle at anterior margin, tergite 6 brown, with yellow stripes laterally; ventral surface of tergites and sternites yellow.

Terminalia: Syntergosternites 7+8 yellow, shorter than the epandrium, with a row of four long, slender setae on the posterior half, and few sparsely scattered setulae. Epandrium elongate, yellow, covered with many setae and setulae, and with a long thick bristle dorsally, near base. Cercus short, Surstylus composed of two parts, one elongate, covered with long and slender setae on the dorsal surface and pin-like setae on the ventral surface, attached to posterior margin of epandrium; the other broader than longer, with ventral margin bearing strong setae, located ventrally in the distal portion of epandrium. Paramere small, weakly sclerotized, claviform, with a tiny setula and small pointed projections at the apex. Hypandrium elongated, narrowed apically. Aedegal apodeme rod-like. Aedeagus very long and slender, with apical section coiled (Figure 3).

Female: Like the male in general appearance but differing by: hind tibia brown; apical scutellar bristle like the other bristles of the scutellum, not laterally flattened; syntergosternite 7 yellow with a median black stripe.

Total length: 2.6 mm (n = 1).

Distribution: Neotropical - Brazil (Pará), Ecuador (Napo Pastaza Prov.), Peru (Madre de Díos).

Material examined: BRAZIL, Pará, Tucuruí, Rio Tocantins, Chiqueirão, 13.VI.1984, Armadilha suspensa [= canopy trap] 1,6 m (1 male and 1 female, MPEG).

Discussion

Although we did not examined the type material of *P. flava*, the description and illustrations provided by Henning (1969) agree unanimously with the characters observed in the specimens analyzed in this study. The male analyzed in this study differs from the female in having laterally flattened apical scutellar bristles while the female does not have differentiated apical scutellar bristles. In the original description of *P. flava*, Henning (1969) did not find significant differences between male and female scuttelar bristles. In addition, tergite 6 in specimens analyzed by Henning (1969) showed posterior margin yellow, while in specimens analyzed in this study tergite 6 show lateral yellow stripes.

The monotypic genus *Pseudopomyzella* was described by Henning (1969) based on males and females specimens from Peru and Ecuador. This is the first record of the genus from Brazil, and the first record of a cypselosomatid from Brazilian Amazonia, given that the other two species recorded from Brazil – *Rhinopomyzella albimana* and *R. nigrimana* – were collected in Santa Catarina state, southern Brazil (Prado 1984).

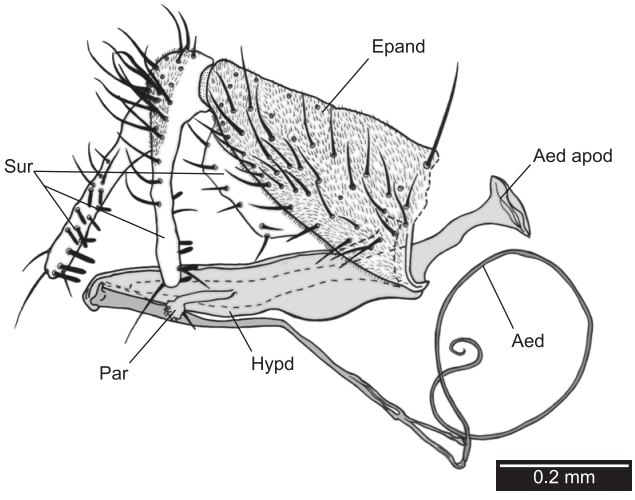

Figure 3. Male terminalia of *Pseudopomyzella flava* Hennig 1969, scale bar 0.2 mm. (aed = aedeagus; aed apod = aedeagal apodeme; epand = epandrium; hypd = hypandrium; par = paramere, sur = surstylus).

Figura 3. Terminália do macho de *Pseudopomyzella flava* Hennig 1969, escala 0,2 mm. (aed = edeago; aed apod = apódema do edeago; epand = epândrio; hypd = hipândrio; par = parâmero, sur = surstilo).

Acknowledgements

We are grateful to Dr. Orlando T. Silveira (MPEG), who authorized the study of the material and has provided endless encouragement. We also thank Therezinha Pimentel (MPEG) for motivating our study of Amazonian flies and for help with the literature, and William L. Overal (MPEG), Stephen F. Ferrari, and Dr. Humberto F. Mendes (Universitetet i Bergen, Norway) for revision of the English, and Dr. Marco S. Gottschalk (Universidade Federal do Rio Grande-FURG) and José Nazareno dos Santos Júnior (MPEG) for their assistance with the photographs. This manuscript was greatly improved by comments from four anonymous referees.

References

CARVALHO, C.J.B., COURI, M.S., TOMA, R., RAFAEL, J.A., HARADA, A.H., BONATTO, S.R., HENRIQUES, A.L. & GASTAL, A.O. 2002. Principais coleções brasileiras de Diptera: histórico taxonômico e situação atual. In Proyecto de Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática, PRIBES (C. Costa, S.A. Vanin, J.M. Lobo & A. Melic, ed.). Ed. Zaragoza; Sociedad Entomológica Aragoneza (SEA); Cyted, v.2, p.37-52.

GRIFFITHS, G.C.D. 1972. The phylogenetic classification of Diptera Cyclorrhapha, with special reference to the structure of the male postabdomen. D.W. Junk, The Hague, 342p.

HENNIG, W. 1969. Neue Gattungen und Arten der Acalyptratae. Can. Ent. 101:589-633.

HENNIG, W. 1971a. Neue Untersuchungen über die Familien der Diptera Schizophora (Diptera, Cyclorrapha). Stuttg. Beitr. Naturk. 226:1-76.

HENNIG, W. 1971b. Die familien Pseudopomyzidae und Milichiidae im Baltischen Bernstein (Diptera, Cyclorrapha). Stuttg. Beitr. Naturk. 233:1-16.

MCALPINE, D.K. 1966. Description and biology of Australian species of Cypselosomatidae (Diptera), with a discussion of family relationships. Aust. J. Zool. 14:637-685.

MCALPINE, J.F. 1981. Morphology and terminology–adults. In Manual of Nearctic Diptera. (J.F. McAlpine, B.V. Peterson, G.E. Shewell, H.J. Teskey, J.R. Vockeroth & D.M. Wood, eds.). Research Branch Agriculture Canada, Ottawa, v.1, Monograph 27, p.9-63.

MCALPINE, J.F. 1987. Cypselosomatidae. In Manual of Nearctic Diptera. (J.F. McAlpine, B.V. Peterson, G.E. Shewell, H.J. Teskey, J.R. Vockeroth & D.M. Wood, eds.). Research Branch Agriculture Canada, Ottawa, v.2, Monograph 55, p.757-760.

PRADO, A.P. 1984. Family Cypselosomatidae. In A catalogue of the Diptera of the Americas south of the United States (N. Papavero, ed.). Departamento de Zoologia, Secretaria de Agricultura, São Paulo, v.49A, p.1-2.

THOMPSON, F.C. 2009. Cypselosomatidae. Biosystematic database World Diptera. http://www.diptera.org/biosys.htm (last access on 11/12/2009).

YEATES, D.K., WIEGMANN, B.M., COURTNEY, G.W., MEIER, R., LAMBKIN, C. & PAPE, T. 2007. Phylogeny and systematics of Diptera: two decades of progress and prospects. Zootaxa 1668:565-568.

Received 02/09/2010
Revised 22/02/2011
Accepted 28/02/2011

Borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil: um inventário com base em 63 anos de registros

Diego Rodrigo Dolibaina[1,2], Olaf Hermann Hendrik Mielke[1] & Mirna Martins Casagrande[1]

[1]Laboratório de Estudo de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná – UFPR, CP 19020, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil
[2]Autor para correspondência: Diego Rodrigo Dolibaina, e-mail: dirodrido@hotmail.com

DOLIBAINA, D.R., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. **Butterflies (Papilionoidea and Hesperioidea) from Guarapuava and vicinity, Paraná, Brazil: an inventory based on records of 63 years**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?inventory+bn00211012011.

Abstract: Despite figuring among the countries with high diversity of butterflies, Brazil has little information available of its biodiversity. Paraná is one of brazilian states with the less known lepidopteran fauna. Only Curitiba and vicinity have a list of butterflies species published, while all other Paraná regions lack such information. Aiming to provide new informations about the butterflies fauna in Paraná state, this study compiles information of 63 years of collect (1944 to 2002 and from 2005 to 2010) in Guarapuava and vicinity, south-central Paraná, and emphasizes the typical grassland species, now nearly extinct in this region. Were recorded 689 species, 264 of these were recorded only in one of the sampling periods. About 6% are typical grassland species and fewer than half of those were recorded recently. Pieridae, Nymphalidae and Papilionidae latest records are more similar to earlier records than Riodinidae, Hesperiidae, and Lycaenidae. We suggest the creation of permanent conservation areas comprising grasslands, as they encompass a unique fauna and are threatened locally; furthermore, they are not protected by any conservation areas already established in the region.
Keywords: *Diurnal Lepidoptera, richness, temporal variation, grassland, conservation.*

DOLIBAINA, D.R., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. **Borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil: um inventário com base em 63 anos de registros**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?inventory+bn00211012011.

Resumo: Apesar de estar entre os países com maior diversidade de borboletas, o Brasil possui pouca informação disponível que retrate essa biodiversidade. O Paraná é um dos estados brasileiros com a fauna de Lepidoptera menos conhecida. Apenas Curitiba e arredores possui uma lista de espécies robusta, enquanto as demais regiões paranaenses são desprovidas desse tipo de informação. Com o objetivo de aumentar o conhecimento sobre a fauna de borboletas do Paraná, o presente estudo fornece informações de 63 anos de coletas (1944 a 2002 e 2005 a 2010) em Guarapuava e arredores, região centro-sul paranaense, e indica as espécies características da fitofisionomia Campo Natural, hoje quase extinto nessa região. No total, 689 espécies foram coletadas, dessas 264 espécies estão representadas em apenas um dos períodos amostrais. Cerca de 6% da lista corresponde a espécies de Campo Natural e menos da metade foi encontrada recentemente. As famílias mais similares entre dados pretéritos e atuais foram Pieridae, Nymphalidae e Papilionidae, enquanto Riodinidae, Hesperiidae e Lycaenidae as mais dissimilares. Sugerimos a criação de unidades de conservação permanente que inclua a vegetação Campo Natural, visto que esta apresenta uma fauna peculiar e encontra-se ameaçada localmente, além de não ser protegida por unidades de conservação já estabelecidas na região.
Palavras-chave: *Lepidoptera diurna, riqueza, variação temporal, campo natural, conservação.*

Introdução

Inventários de borboletas auxiliam na tomada de decisões com vistas à preservação (Brown Jr. & Freitas 1999), além de subsidiar estudos de ecologia e fornecer fontes seguras de dados para estudos biogeográficos (Brown Jr. 1992). São ferramentas eficazes na produção da informação, subsidiando os programas de conservação (Carneiro et al. 2008b).

O Brasil é pouco representado por inventários de borboletas, e a maior parte de seu território está desprovido deste tipo de informação (Carneiro et al. 2008b).

Apesar de Carneiro et al. (2008b) indicarem as áreas da Caatinga e Amazônia ocidental como prioritárias para levantamentos de borboletas no Brasil, esses mesmos autores concluem que o estudo em qualquer localidade brasileira que objetive o conhecimento e inventário de espécies deve ser incentivado, visto a dimensão do país, sua grande biodiversidade, o acelerado ritmo de conversão dos ambientes naturais em áreas antropizadas e o baixo número de pesquisadores.

A Coleção Padre Jesus Santiago Moure da UFPR possui boa representação da fauna de borboletas do Paraná, entretanto, pouca informação foi publicada para o estado (Biezanko 1938a, b, Mielke, O.H.H. 1968, Mielke, C.G.C. 1995), e apenas Curitiba e arredores (Mielke, C.G.C. 1995) compreende uma amostragem robusta e focada em Papilionoidea e Hesperioidea.

A região de Guarapuava apresenta distintos componentes fitofisionômicos, apesar de amplamente fragmentada e isolada (Ribeiro et al. 2009) a Floresta Ombrófila Mista ou Floresta com Araucária está representada em todas as unidades de conservação da região, enquanto a fitofisionomia Estepe Gramíneo Lenhosa ou Campo Natural, que compreendia aproximadamente 171.000 ha da região (Maack 1968), não está presente nestas unidades de conservação, e o atual panorama aponta sua total conversão em áreas agropastoris.

Em 1944, quando os ambientes naturais de Guarapuava e região apresentavam bom estado de conservação, Hipólito Schneider, pesquisador autônomo de insetos, iniciou uma série de coletas, capturando principalmente Lepidoptera e Coleoptera por toda a região até o ano de 2002. Atualmente, parte de sua coleção está depositada na Universidade Estadual do Centro Oeste, no acervo do Museu de História Natural de Guarapuava, porém com caráter didático, enquanto outra parte encontra-se em sua residência.

Com o objetivo de aumentar o conhecimento disponível das borboletas no Estado do Paraná, o presente estudo fornece a lista de espécies de borboletas ocorrentes em Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil, compilando dados pretéritos e atuais, além de indicar as espécies características de Campo Natural, um ambiente criticamente ameaçado nesta região.

Materiais e Métodos

A região de estudo é composta originalmente por três fitofisionomias, Floreta Ombrófila Mista, Campos Naturais e Floresta Estacional Semidecidual, sendo a última, encontrada apenas nas calhas dos Rios Ivaí e Iguaçu. As áreas florestais atualmente estão mais bem representadas, com 15,22% de sua área original (Sociedade... 1996). Já dos Campos Naturais, dominantes em tamanho, não se tem registros da pequena fração remanescente. No Paraná, esta vegetação distribuía-se pelos três planaltos, sendo que no terceiro, além da região de Guarapuava também ocorre no planalto de Palmas (Maack 1968) e em localidades adjacentes em Santa Catarina.

O clima na região é do tipo Cfb, sem estação seca (Maack 1968). A temperatura média anual é 17,1 °C, ocorrendo pelo menos 10 geadas por ano. A precipitação média anual é de 1.923 mm. Todos os dados meteorológicos correspondem ao período de 1976 a 2009 (Instituto... 2010). A altitude oscila entre 470 e 1.300 m.

Foram compilados dados de borboletas coletadas em Guarapuava e arredores, provenientes da coleção particular de Hipólito Schneider, do Museu de Ciências Naturais de Guarapuava – UNICENTRO e da Coleção Padre Jesus Santiago Moure – UFPR (DZUP), este último produto de coletas dos autores juniores. Esse banco de dados constitui as informações de espécies encontradas na região entre os anos de 1944 a 2002 (primeiro período amostral), totalizando 58 anos de registros. Como nesse período Guarapuava englobava inúmeros municípios hoje desmembrados (Pinhão, Inácio Martins, Candói, Cantagalo, Marquinho, Turvo, Reserva do Iguaçu, Campina do Simão, Goioxin), e os dados de etiqueta em sua maioria constam "Guarapuava", considerou-se que os exemplares poderiam ser provenientes de qualquer um dos atuais municípios acima citados. Algumas localidades especificadas em etiqueta são indicadas (Figura 1).

Entre abril de 2005 a março de 2010 (segundo período amostral), o primeiro autor iniciou suas coletas, que somadas compõem cinco anos de registros. Nesse caso, as mesmas foram decorrentes de coletas nos municípios de Turvo, Guarapuava e algumas poucas em Prudentópolis (Figura 1).

Borboletas foram coletadas entre 8:00 e 18:00 horas, ocasionalmente até o crepúsculo para coletar Brassolinae e Hesperiidae crepusculares (Mielke & Casagrande 1998), através dos métodos usuais utilizados para Lepidoptera, ou seja, rede entomológica e armadilhas contendo iscas de banana fermentada para as espécies frugívoras. Posteriormente, os exemplares foram montados e etiquetados conforme normas internacionais de preparação. A identificação foi feita com base em exemplares pré-identificados na Coleção Padre Jesus Santiago Moure, além de revisões de gêneros disponíveis em literatura. A classificação e nomenclatura seguem Lamas (2004). Os exemplares coletados encontram-se depositados na Coleção Padre Jesus Santiago Moure – UFPR (DZUP), no Museu de História Natural de Guarapuava – UNICENTRO e na coleção particular de Hipólito Schneider.

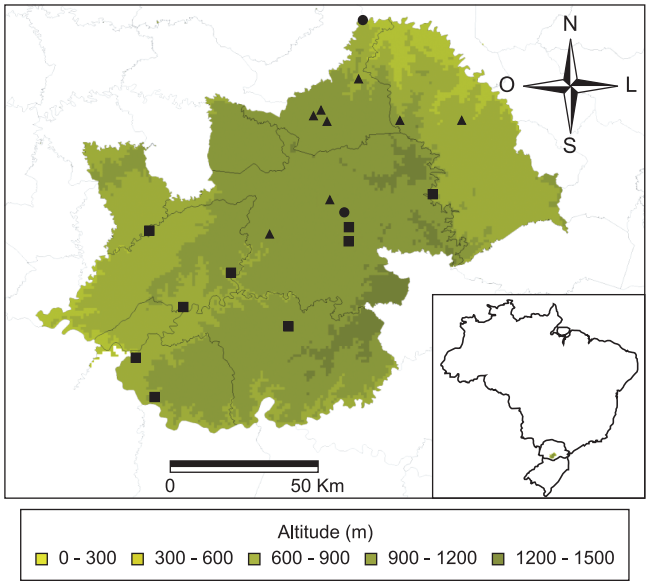

Figura 1. Pontos de coletas de borboletas na região de Guarapuava, Paraná, Brasil. Região de Guarapuava em destaque. Círculos = pontos de coletas coincidentes de Hipólito Schneider e Diego R. Dolibaina. Quadrados = pontos de coletas de Hipólito Schneider e/ou Olaf Mielke e Mirna Martins Casagrande. Triângulos = pontos de coletas de Diego R. Dolibaina.

Figure 1. Collection points of butterflies at Guarapuava region, Paraná, Brazil. Guarapuava region highlighted. Circles = coincident collections points of Hipólito Schneider and Diego R. Dolibaina. Squares = collections points of Hipólito Schneider and/or Olaf Mielke and Mirna Martins Casagrande. Triangles = collections points of Diego R. Dolibaina

Assim, a lista total de espécies é composta por dados correspondentes de 63 anos, e engloba grande parte da região denominada centro-sul paranaense ou planalto de Guarapuava (Maack 1968). Espécies com ocorrência presumível não foram consideradas, como em Emery et al. (2006) e Mielke et al. (2008).

Com o intuito de verificar a similaridade da riqueza encontrada entre dados pretéritos e atuais, utilizou-se o índice de similaridade de Sörensen (Is), com resultados apresentados em porcentagem.

Ainda na lista, indicam-se as espécies da região que são características de Campo Natural. Segundo Maack (1968, p. 26), Campo Natural ou por ele também chamado campos limpos (estepes de gramíneas baixas), caracteriza-se por: "[...]*"extensas áreas de gramíneas baixas desprovidas de arbustos, ocorrendo matas ou capões limitados nas depressões em torno das nascentes"*[...]", como nas figuras 97-102 e 204-206 de seu trabalho. Iserhard et al. (2010) foram os únicos a fornecerem a lista de borboletas amostradas nesta vegetação no Rio Grande do Sul. Considerou-se borboletas dessas áreas, aquelas coletadas estritamente nessa vegetação, tanto em campo seco quanto úmido. Eventualmente, estas podem ocorrer em Campos de Altitude da Serra do Mar, na Mantiqueira (Ebert 1969), no bioma Pampa do Rio Grande do Sul (Biezanko 1960, 1963, Biezanko & Freitas 1938, Biezanko & Mielke 1973, Biezanko et al. 1978, Link et al. 1977, Paz et al. 2008) e algumas poucas em Cerrado (Pinheiro & Emery 2006, Mielke et al. 2008).

Resultados

Em 63 anos de coletas de borboletas do Planalto de Guarapuava, foram listadas 689 espécies representadas por 255 Hesperiidae (uma com duas subespécies), 19 Papilionidae (duas com duas subespécies), 33 Pieridae, 96 Lycaenidae, 76 Riodinidae e 210 Nymphalidae (Tabelas 1 e 2). Dessas, 574 foram registradas no primeiro e 543 no segundo período amostral (Tabelas 1 e 2). Recentemente (entre novembro/2009 a fevereiro/2010), acrescentou-se 20 novos registros à lista, entre Hesperiidae, Lycaenidae, Riodinidae e Nymphalidae, sugerindo que a riqueza regional seja maior que a atual.

Mesmo os dados pretéritos serem constituídos de apenas 31 espécies a mais que os atuais, apenas 61,8% das espécies são comuns entre as amostras, ou seja, 264 espécies de borboletas foram exclusivas a dados pretéritos (147 sp.) ou atuais (117 sp.) (Tabela 2). Hesperiidae (128 sp.), Riodinidae (39 sp.) e Lycaenidae (37 sp.) responderam por 79,1% das espécies exclusivas, portanto, metade dos Hesperiidae e Riodinidae são compostos por espécies amostradas apenas em um dos períodos amostrais, assim como 43,7% dos Lycaenidae (Tabela 2). Ainda quanto às espécies exclusivas, 25 são características de Campo Natural, e 88,5% destas ocorreram apenas no primeiro período amostral. Diferente das 237 espécies de mata, distribuídas igualmente entre os dados pretéritos e atuais.

A similaridae foi alta para Pieridae, Nymphalidae e Papilionidae, enquanto Riodinidae, Hesperiidae e Lycaenidae foram menos similares (Tabela 2). Apesar de 87,2% das espécies de Nymphalidae serem similares entre as amostras, Limenitidinae, representada exclusivamente por espécies do gênero *Adelpha*, teve acentuada dissimilaridade, com apenas 42,1% das espécies correspondentes entre os períodos (Tabela 2).

As espécies de borboletas características de Campo Natural representam 6,1% (42 sp.) da fauna total (Tabelas 1 e 2). Novamente Hesperiidae (26 sp.) foi a detentora de maior riqueza, seguida de Riodinidae (6 sp.), Nymphalidae (6 sp.), Lycaenidae (2 sp.), Papilionidae (1 sp.) e Pieridae (1 sp.) (Tabela 2). No primeiro período amostral foram registradas 38 sp e no segundo 19 sp dessa fitofisionomia.

Algumas espécies que constam na lista da fauna ameaçada do Estado do Paraná (Mielke & Casagrande 2004) foram registradas nesse estudo. São elas, *Euryades corethrus* (Boisduval, 1836), *Pampasatyrus glaucope glaucope* (C. & R. Felder, 1867), *Cyanophrys bertha* (Jones, 1912) e *Charonias theano* (Boisduval, 1836), a última presente na recente versão da lista brasileira da fauna ameaçada de extinção (Casagrande & Mielke 2008). As duas primeiras espécies são endêmicas de Campo Natural e apenas *E. corethrus* e *C. bertha* foram registradas no segundo período. Para maiores detalhes sobre novos dados de distribuição e registros dessas e outras borboletas ameaçadas do Paraná, veja Dolibaina et al. (2010).

Três espécies foram representadas por duas subespécies cada, duas em Papilionidae e uma em Hesperiidae. Enquanto as subespécies *Parides bunichus bunichus* (Hübner, [1821])) e *P. b. perrhebus* (Boisduval, 1836) ocorrem em altitudes distintas (acima de 800 m e a 500 m, respectivamente) as subespécies *Mimoides lysithous lysithous* (Hübner, [1821]) e *M. l. rurik* (Eschscholtz, 1821) e *Epargyreus socus socus* Hübner, 1825 e *E. s. pseudexadeus* Westwood, 1852 foram registradas juntas.

Discussão

A região de Guarapuava possui elevada riqueza de borboletas, constituindo um dos sítios mais ricos no domínio da Floresta Ombrófila Mista (Biezanko 1938 a, b, Biezanko & Pitoñ 1941, Mielke, C.G.C. 1995, Teston & Corseuil 1999, 2000, 2002, Corseuil et al. 2004, Iserhard et al. 2010) e do Sul do Brasil (Paz et al. 2008, Giovenardi et al. 2008, Sackis & Morais 2008, Carneiro et al. 2008a, Bonfantti et al. 2009) já documentado (ver Carneiro et al. 2008b para demais bibliografias). Este número é expressivo visto que a região apresenta inverno rigoroso devido à sua altitude (grande parte acima de 800 m), e se localiza na porção subtropical do Brasil. A altitude média é de 900 m, porém há locais em que esta atinge 470 m, com a ocorrência da Floresta Estacional Semidecídual, contribuindo com uma fauna distinta. Segundo Brown Jr. & Freitas (1999, 2000), para a localidade de Joinville, Santa Catarina (uma área de Floresta Ombrófila Densa de baixa altitude), constam 796 sp., no entanto, a lista jamais foi publicada.

A lista também apresenta riqueza similar a localidades de Floresta Estacional (Ebert 1969 (Poços de Caldas), Brown Jr. 1992 (Serra do Japi), Mielke & Casagrande 1998 (Morro do Diabo), Brown Jr. & Freitas 2000 (Campinas), Bustos 2009 (Parque Nacional del Iguazú - Argentina)), todos em zona tropical, exceto Bustos (2009). Apesar disso, tais listas retratam uma fauna bastante peculiar, não coincidindo as espécies pertencentes às famílias mais diversificadas como é o caso de Hesperiidae, Lycaenidae e Riodinidae com as do presente estudo.

Com base nos dados obtidos e na recente adição de 20 novos registros, sugere-se que a região possua mais espécies que as apresentadas na atual lista. Os esforços de coleta devem ser direcionados em locais não amostrados da região, especialmente em áreas de transição entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual.

Diferenças na composição das espécies encontradas entre os dois períodos amostrais podem ser explicados pelo distinto esforço amostral (pois o primeiro período possui 53 anos a mais que o segundo), a alteração do ambiente natural (Uehara-Prado et al. 2007), especialmente os Campos Naturais, as coletas terem sido realizadas em locais não coincidentes entre as amostras (Summerville et al. 2003) (Figura 1), pela aptidão e experiência dos pesquisadores (Carneiro et al. 2008a) e pela possível nova ocupação de espécies antes não encontradas na região (Brown Jr. 1992).

Baixas similaridades encontradas para Hesperiidae, Lycaenidae e Riodinidae são atreladas à grande riqueza dessas famílias, seu pequeno tamanho e vôo rápido, levando consequentemente a dificuldades de amostragem, diferindo de Nymphalidae, Pieridae e

Tabela 1. Lista das borboletas Hesperioidea e Papilionoidea de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil. * indica espécies de Campo Natural.
Table 1. List of Hesperiodea and Papilionoidea butterflies from Guarapuava and vicinity, Paraná, Brazil. * Indicates species from Grassland.

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Hesperioidea – Hesperiidae		
Pyrrhopyginae		
Oxynetrini		
Olafia roscius roscius (Hopffer, 1874)	X	X
Passovini		
Myscelus amystis epigona Herrich-Schäffer, 1869	X	-
Pyrrhopygini		
Elbella adonis (Bell, 1931)	X	X
Elbella mariae mariae (Bell, 1931)	X	X
Pseudocroniades machaon machaon (Westwood, 1852)	X	X
Pyrrhopyge charybdis charybdis Westwood, 1852	X	X
Sarbia antias (C. Felder & R. Felder, 1859)	X	-
Sarbia curitiba Mielke & Casagrande, 2002	X	X
Sarbia damippe Mabille & Boullet, 1908	X	X
Sarbia pertyi (Plötz, 1879)	X	X
Sarbia xanthippe spixii (Plötz, 1879)	X	X
Pyrginae		
Eudamini		
Aguna asander asander (Hewitson, 1867)	X	X
Aguna glaphyrus (Mabille, 1888)	X	-
Astraptes alardus alardus (Stoll, 1790)	X	-
Astraptes anaphus anaphus (Cramer, 1777)	X	-
Astraptes aulus (Plötz, 1881)	X	X
Astraptes cretatus adoba Evans, 1952	-	X
Astraptes creteus siges (Mabille, 1903)	X	-
Astraptes elorus (Hewitson, 1867)	X	X
Astraptes erycina (Plötz, 1881)	X	-
Astraptes fulgerator fulgerator (Walch, 1775)	X	X
Astraptes fulgor (Hayward, 1939)	X	-
Astraptes naxos (Hewitson, 1867)	X	X
Autochton integrifascia (Mabille, 1891)	X	X
Autochton neis (Geyer, 1832)	-	X
Autochton zarex (Hübner, 1818)	-	X
Celaenorrhinus eligius punctiger (Burmeister, 1878)	X	-
Celaenorrhinus similis Hayward, 1933	-	X
Chioides catillus catillus (Cramer, 1779)	X	X
Codatractus aminias (Hewitson, 1867)	X	X
Dyscophellus ramusis damias (Plötz, 1882)	X	-
Epargyreus exadeus exadeus (Cramer, 1779)	X	-
Epargyreus socus socus Hübner, [1825]	X	-
Epargyreus socus pseudexadeus Westwood, 1852	X	X
Phanus australis L.D. Miller, 1965	X	X
Phocides charon (C. Felder & R. Felder, 1859)	X	X
Phocides pialia pialia (Hewitson, 1857)	X	X
Phocides polybius phanias (Burmeister, 1880)	X	-
Polygonus leo leo (Gmelin, [1790])	X	X
Polygonus savigny savigny (Latreille, [1824])	X	X
Proteides mercurius mercurius (Fabricius, 1787)	X	X
Urbanus albimargo rica Evans, 1952	X	X
Urbanus chalco (Hübner, 1823)	X	X
Urbanus dorantes dorantes (Stoll, 1790)	X	X
Urbanus esta Evans, 1952	X	X
Urbanus procne (Plötz, 1880)	X	X
Urbanus proteus proteus (Linnaeus, 1758)	X	X
Urbanus simplicius (Stoll, 1790)	-	X
Urbanus pronta Evans, 1952	-	X
Urbanus teleus (Hübner, 1821)	X	X
**Urbanus zagorus* (Plötz, 1880)	X	-
Pyrgini		
Achlyodes busirus rioja Evans, 1953	X	X
Achlyodes mithridates thraso (Hübner, [1807])	X	X
Aethilla echina coracina Butler, 1870	X	-
Anastrus sempiternus simplicior (Möschler, 1877)	-	X
Anisochoria pedaliodina extincta Hayward, 1933	X	-
Anisochoria sublimbata Mabille, 1883	X	X
Anisochoria subpicta Schaus, 1902	-	X
Antigonus erosus (Hübner, [1812])	X	-
Antigonus liborius areta Evans, 1953	X	X
Antigonus minor Mielke, 1980	X	-
Carrhenes canescens pallida Röber, 1925	X	X
Chiomara asychis autander (Mabille, 1891)	X	-
**Cogia calchas* (Herrich-Schäffer, 1869)	X	X
**Cogia cerradicola* (Mielke, 1967)	X	-
Cycloglypha stellita Zikán, 1938	-	X
Cycloglypha thrasibulus thrasibulus (Fabricius, 1793)	-	X
Ebrietas anacreon anacreon (Staudinger, 1876)	X	X
Erynnis funeralis (Scudder & Burgess, 1870)	X	X
**Gesta austerus* (Schaus, 1902)	X	-
Gesta gesta (Herrich-Schäffer, 1869)	X	X
Gorgythion begga begga (Prittwitz, 1868)	X	X
Grais stigmaticus stigmaticus (Mabille, 1883)	-	X
Heliopetes laviana laviana (Hewitson, 1868)	X	-
Helioptes leucola (Hewitson, 1868)	X	X
Heliopetes libra Evans, 1944	X	X
Heliopetes ochroleuca J. Zikán, 1938	-	X
Heliopetes omrina (Butler, 1870)	X	X
Milanion leucaspis (Mabille, 1878)	X	X
Mylon maimon (Fabricius, 1775)	-	X
Nisoniades bipuncta (Schaus, 1902)	X	X
Nisoniades castolus (Hewitson, 1878)	-	X
Nisoniades maura (Mabille & Boullet, 1917)	X	-
Noctuana diurna (Butler, 1870)	X	X
Ocella monophthalma (Plötz, 1884)	-	X
Oechydrus chersis evelinda (Butler, 1870)	X	X
Ouleus fridericus riona Evans, 1953	-	X
Polyctor polyctor polyctor (Prittwitz, 1868)	X	X
Pyrgus orcus (Stoll, 1780)	X	X
Pyrgus orcynoides (Giacomelli, 1928)	X	X
Pythonides lancea (Hewitson, 1868)	X	X
Quadrus u-lucida mimus (Mabille & Boullet, 1917)	-	X
Sostrata bifasciata bifasciata (Ménétriés, 1829)	X	X
Staphylus ascalon (Staudinger, 1876)	-	X

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Staphylus coecatus (Mabille, 1891)	-	X
Staphylus incisus (Mabille, 1878)	X	X
Staphylus minor minor Schaus, 1902	X	-
Staphylus musculus (Burmeister, 1875)	X	-
Telemiades amphion marpesus (Hewitson, 1876)	-	X
Theagenes dichrous (Mabille, 1878)	X	X
Trina geometrina geometrina (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	X
**Viola alicus* (Schaus, 1902)	X	-
**Viola minor* (Hayward, 1933)	X	X
Xenophanes tryxus (Stoll, 1780)	X	X
Zera hyacinthinus servius (Plötz, 1884)	-	X
Zera tetrastigma erisichthon (Plötz, 1884)	X	X
**Zopyrion evenor evenor* Godman, 1901	X	-
Hesperiinae		
Aides duma argyrina Cowan, 1970	X	-
Alera furcata Mabille, 1891	X	-
Alera metallica (Riley, 1921)	-	X
Anatrytone perfida (Möschler, 1879)	-	X
**Ancyloxypha nitedula* (Burmeister, 1878)	X	-
Anthoptus epictetus (Fabricius, 1793)	X	X
Arotis derasa brunnea (Mielke, 1972)	X	X
**Artines satyr* Evans, 1955	-	X
Callimormus interpunctata (Plötz, 1884)	X	X
Callimormus rivera (Plötz, 1882)	X	X
Calpodes ethlius (Stoll, 1782)	-	X
Carystus phorcus claudianus (Latreille, [1824])	X	-
Chalcone santarus (Bell, 1940)	-	X
Cobalopsis hazarma (Hewitson, 1877)	X	-
Cobalopsis catocala (Herrich-Schäffer, 1869)	X	-
Cobalopsis miaba (Schaus, 1902)	X	X
Cobalopsis nero (Herrich-Schäffer, 1869)	X	-
Cobalopsis obscurior (Hayward, 1934)	X	-
Cobalopsis vorgia (Schaus, 1902)	X	-
Cobalopsis sp.	X	-
Conga chydaea (Butler, 1877)	X	X
Conga iheringii (Mabille, 1891)	X	X
Conga immaculata (Bell, 1930)	X	X
**Conga urqua* (Schaus, 1902)	X	X
**Conga zela* (Plötz, 1883)	X	-
**Copaeodes jean favor* Evans, 1955	X	X
Corticea corticea (Plötz, 1882)	X	X
**Corticea immocerinus* (Hayward, 1934)	X	X
Corticea lysias potex Evans, 1955	X	-
Corticea obscura Mielke, 1969	X	X
Corticea sp. n.	X	X
Cumbre cumbre (Schaus, 1902)	-	X
Cumbre sp. n.	-	X
Cumbre sp. n.	-	X
Cymaenes cavalla Evans, 1955	X	X
Cymaenes distigma (Plötz, 1882)	X	X
Cymaenes gisca Evans, 1955	X	-
Cymaenes laurelolus loxa Evans, 1955	-	X
Cymaenes lepta (Hayward, 1939)	-	X
Cymaenes odilia odilia (Burmeister, 1878)	X	X
Cymaenes perloides (Plötz, 1882)	-	X
Cymaenes tripunctata tripunctata (Latreille, [1824])	X	X
Cynea popla Evans, 1955	-	X
Decinea dama (Herrich-Schäffer, 1869)	X	-
Decinea decinea decinea (Hewitson, 1876)	-	X
Decinea percosius (Godman, 1900)	X	-
**Euphyes cherra* Evans, 1955	X	X
Euphyes subferrugineus biezankoi Mielke, 1972	X	X
Eutychide physcella (Hewitson, 1866)	X	X
Evansiella cordela (Plötz, 1882)	X	X
Gallio carasta (Schaus, 1902)	-	X
Hansa hyboma (Plötz, 1886)	X	-
Hylephila ancora (Plötz, 1883)	X	-
Hylephila phyleus phyleus (Drury, 1773)	X	X
Justinia kora (Hewitson, 1877)	X	X
Lamponia lamponia (Hewitson, 1876)	-	X
Lento krexoides (Hayward, 1940)	-	X
Lerema duroca lenta Evans, 1955	X	X
Lerodea eufala eufala (W.H. Edwards, 1869)	X	X
Levina levina (Plötz, 1884)	X	-
Libra anatolica (Plötz, 1883)	X	-
Lucida lucia lucia (Capronnier, 1874)	X	X
Lucida ranesus (Schaus, 1902)	X	X
Lucida sp. n.	-	X
Lycas argentea (Hewitson, 1866)	X	X
Lychnuchoides ozias ozias (Hewitson, 1878)	X	X
Lychnuchus celsus (Fabricius, 1793)	X	-
Metron chrysogastra hypodesma (Plötz, 1882)	X	-
Metron oropa (Hewitson, 1877)	X	X
Miltomiges cinnamomea (Herrich-Schäffer, 1869)	-	X
Mnasitheus nella Evans, 1955	X	-
Mnasitheus ritans (Schaus, 1902)	-	X
Moeris striga striga (Geyer, 1832)	X	X
**Molla molla* Evans, 1955	X	X
Monca branca Evans, 1955	X	-
Nastra lurida (Herrich-Schäffer, 1869)	X	X
Niconiades caeso (Mabille, 1891)	X	X
Niconiades merenda (Mabille, 1878)	X	X
Niconiades nikko Hayward, 1948	X	-
Nyctelius nyctelius nyctelius (Latreille, [1824])	X	X
Nyctelius paranensis (Schaus, 1902)	X	X
Onophas columbaria distigma Bell, 1930	X	-
Onophas watsoni Bell, 1930	-	X
Orses cynisca (Swainson, 1821)	-	X
Orses itea (Swainson, 1821)	X	X
Orthos orthos hyalinus (Bell, 1930)	X	-
Oxynthes corusca (Herrich-Schäffer, 1869)	-	X
Panoquina lucas lucas (Fabricius, 1793)	X	X
Papias phainis Godman, 1900	X	-
**Papias* sp. n.	X	-

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Paracarystus evansi Hayward, 1938	X	X
Parphorus pseudecorus (Hayward, 1934)	-	X
Perichares philetes adela (Hewitson, 1867)	X	X
Perichares seneca seneca (Latreille, [1824])	X	X
Pheraeus argynnis (Plötz, 1884)	X	-
**Polites vibex catilina* (Plötz, 1886)	X	X
**Pompeius dares* (Plötz, 1883)	X	-
Pompeius pompeius (Latreille, [1824])	-	X
Psoralis stacara (Schaus, 1902)	X	X
Pyrrhopygopsis socrates socrates (Ménétriés, 1855)	X	X
Quinta cannae (Herrich-Schäffer, 1869)	X	-
Remella remus (Fabricius, 1798)	X	X
Saliana longirostris (Sepp, [1840])	X	-
Saniba sabina (Plötz, 1882)	-	X
Saturnus reticulata conspicuus (Bell, 1941)	X	X
Sodalia coler (Schaus, 1902)	X	X
Sucova sucova (Schaus, 1902)	-	X
**Synale hylaspes* (Stoll, 1781)	X	-
Synapte malitiosa antistia (Plötz, 1882)	-	X
Synapte silius (Latreille, [1824]))	X	-
Thargella evansi Biezanko & Mielke, 1973	-	X
Thespieus castor Hayward, 1948	X	X
Thespieus dalman (Latreille, [1824])	X	X
Thespieus ethemides (Burmeister, 1878)	X	X
Thespieus jora Evans, 1955	X	X
Thespieus lutetia (Hewitson, 1866)	X	-
Thespieus vividus (Mabille, 1891)	X	X
Thespieus xarina Hayward, 1948	X	X
Thespieus xarippe xarippe (Butler, 1870)	X	X
Thracides cleanthes cleanthes (Latreille, [1824])	X	X
Tisias lesueur lesueur (Latreille, [1824])	X	-
Tisias quadrata quadrata (Herrich-Schäffer, 1869)	X	-
Vacerra caniola elva Evans, 1955	-	X
**Vehilius celeus vetus* Mielke, 1969	-	X
Vehilius clavicula (Plötz, 1884)	X	X
**Vehilius inca* (Scudder, 1872)	X	-
Vehilius stictomenes stictomenes (Butler, 1877)	X	X
Vettius artona (Hewitson, 1868)	X	X
Vettius diana diana (Plötz, 1886)	-	X
Vettius diversa diversa (Herrich-Schäffer, 1869)	X	X
Vettius fuldai (Bell, 1930)	X	-
Vettius phyllus prona Evans, 1955	-	X
**Vidius mictra* Evans, 1955	-	X
**Vidius nappa* Evans 1955	X	-
**Vidius similis* Mielke, 1980	X	-
**Vidius vidius* (Mabille, 1891)	X	-
Vinius letis (Plötz, 1883)	X	X
Vinius pulcherrimus Hayward, 1834	-	X
Virga austrinus (Hayward, 1934)	X	X
**Virga riparia* Mielke, 1969	X	-
Wallengrenia premnas (Wallengren, 1860)	X	X
Xeniades chalestra corna Evans, 1955	X	-
Xeniades orchamus orchamus (Cramer, 1777)	-	X
Xeniades victoria Evans, 1955	-	X
Zenis minos (Latreille, [1824])	X	X
Zenis jebus jebus (Plötz, 1882)	X	X
Heteropterinae		
Dalla jelskyi aurosa J. Zikán, 1938	X	-
Dardarina aspila Mielke, 1966	X	X
Dardarina rana Evans, 1955	X	-
Papilionoidea - Papilionidae		
Papilioninae		
Leptocircini		
Mimoides lysithous lysithous (Hübner, [1821])	X	X
Mimoides lysithous rurik (Eschscholtz, 1821)	X	-
Protesilaus helios (Rothschild & Jordan, 1906)	X	X
Protesilaus protesilaus nigricornis (Staudinger, 1884)	X	-
Protesilaus stenodesmus (Rothschild & Jordan, 1906)	X	-
Protesilaus telesilaus vitellus (Fruhstorfer, 1907)	X	-
Troidini		
Battus polydamas polydamas (Linnaeus, 1758)	X	X
Battus polystictus polystictus (Butler, 1874)	X	X
**Euryades corethrus* (Boisduval, 1836)	X	X
Parides agavus (Drury, 1782)	X	X
Parides anchises nephalion (Godart, 1819)	X	X
Parides bunichus bunichus (Hüner, [1821])	X	X
Parides bunichus perrhebus (Boiduval, 1836)	X	-
Parides proneus (Hübner, [1831])	X	X
Papilionini		
Heraclides anchisiades capys (Hübner, [1809])	X	X
Heraclides androgeus androgeus (Cramer, 1775)	X	-
Heraclides astyalus astyalus (Godart, 1819)	X	X
Heraclides hectorides (Esper, 1794)	X	X
Heraclides thoas brasiliensis (Rothschild & Jordan, 1906)	X	X
Pterourus menatius cleotas (Gray, 1832)	X	X
Pterourus scamander scamander (Boisduval, 1836)	X	X
Pieridae		
Dismorphiinae		
Dismorphia amphinome astynome (Dalman, 1823)	X	X
Dismorphia astyocha Hübner, [1831]	X	X
Dismorphia melia (Godart, [1824])	X	-
Dismorphia thermesia thermesia (Godart, 1819)	X	X
Enantia clarissa (Weymer, 1895)	X	X
Enantia lina psamathe (Fabricius, 1793)	X	X
Pseudopieris nehemia nehemia (Boisduval, 1836)	X	X
Coliadinae		
Aphrissa statira statira (Cramer, 1777)	X	X
Colias lesbia lesbia (Fabricius, 1775)	X	X
Eurema albula albula (Cramer, 1775)	X	X
Eurema arbela arbela Geyer, 1832	X	X
Eurema deva deva (Doubleday, 1847)	X	X
Eurema elathea flavescens (Chavannes, 1850)	X	X
**Eurema phiale paula* (Röber, 1909)	X	X
Phoebis argante argante (Fabricius, 1775)	X	X

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Phoebis neocypris neocypris (Hübner, [1823])	X	X
Phoebis philea philea (Linnaeus, 1763)	X	X
Phoebis sennae marcellina (Cramer, 1777)	X	X
Pyrisitia leuce leuce (Boisduval, 1836)	X	X
Pyrisitia nise tenella (Boisduval, 1836)	X	-
Pyrisitia venusta venusta (Boisduval, 1836)	X	-
Rhabdodryas trite banksi (Breyer, 1939)	X	X
Pierinae		
Anthocharidini		
Hesperocharis erota (Lucas, 1852)	X	X
Hesperocharis paranensis paranensis Schaus, 1898	X	X
Pierini		
Ascia monuste orseis (Godart, 1819)	X	X
Catasticta bithys (Hübner, [1831])	X	X
Charonias theano (Boisduval, 1836)	X	-
Glutophrissa drusilla drusilla (Cramer, 1777)	X	X
Leptophobia aripa balidia (Boisduval, 1836)	X	X
Melete lycimnia petronia Fruhstorfer, 1907	-	X
Pereute swainsoni (Gray, 1832)	X	X
Pieriballia viardi molione (Fruhstorfer, 1908)	X	-
Tatochila autodice autodice (Hübner, 1818)	X	X
Theochila maenacte maenacte (Boisduval, 1836)	X	X
Lycaenidae		
Theclinae		
Eumaeini		
Arawacus binangula (Schaus, 1902)	X	X
Arawacus dolylas (Cramer, 1777)	-	X
Arawacus ellida (Hewitson, 1867)	X	X
Arawacus meliboeus (Fabricius, 1793)	X	X
Arawacus separata (Lathy, 1926)	X	X
Arawacus tadita (Hewitson, 1877)	X	X
Arcas ducalis (Westwood, 1852)	X	X
Atlides atys (Cramer, 1779)	X	-
Atlides cosa (Hewitson, 1867)	-	X
Atlides polama (Schaus, 1902)	X	X
Aubergina vanessoides (Prittwitz, 1865)	X	X
Brangas silumena (Hewitson, 1867)	X	-
Brevianta celelata (Hewitson, 1874)	X	X
Chalybs chloris (Hewitson, 1877)	-	X
Chalybs hassan (Stoll, 1790)	X	X
Calycopis caulonia (Hewitson, 1877)	X	X
Celmia uzza (Hewitson, 1873)	-	X
Chlorostrymon simaethis (Drury, 1773)	-	X
Chlorostrymon telea (Hewitson, 1868)	X	X
Contrafacia imma (Prittwitz, 1865)	X	X
Contrafacia muattina (Schaus, 1902)	X	X
Cyanophrys bertha (Jones, 1912)	X	X
Cyanophrys acaste (Prittwitz, 1865)	X	X
Cyanophrys longula (Hewitson, 1868)	-	X
Cyanophrys remus (Hewitson, 1868)	X	X
Dicya dicaea (Hewitson, 1874)	X	X
Dicya eumorpha (Hayward, 1949)	-	X

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Erora campa (Jones, 1912)	X	X
Erora nr. *gabina* (Godman & Salvin, 1887)	-	X
Erora biblia (Hewitson, 1868)	-	X
Erora tella (Schaus, 1902)	X	X
Evenus latreillii (Hewitson, 1865)	X	X
Evenus regalis (Cramer, 1775)	X	-
Gargina caninius (H. H. Druce, 1907)	X	X
Iaspis temesa (Hewitson, 1868)	X	-
Ignata norax (Godman & Salvin, 1887)	-	X
Ipidecla schausi (Godman & Salvin, 1887)	-	X
Janthecla flosculus (H.H. Druce, 1907)	X	X
Kolana ergina (Hewitson, 1867)	-	X
Kolana ligurina (Hewitson, 1874)	X	X
Kolana sp. n.	-	X
Lamprospilus badaca (Hewitson, 1868)	-	X
Lamprospilus nubilum (H.H. Druce, 1907)	X	X
Lamprospilus sp.	X	-
Laothus phydela (Hewitson, 1867)	X	X
Lathecla sp.	X	-
Magnastigma hirsuta (Prittwitz, 1865)	-	X
Michaelus ira (Hewitson, 1867)	X	-
Michaelus thordesa (Hewitson, 1867)	-	X
Ministrymon azia (Hewitson, 1873)	X	X
**Ministrymon fostera* (Schaus, 1902)	X	X
Mithras catrea (Hewitson, 1874)	X	X
Nesiostrymon calchinia (Hewitson, 1868)	-	X
Nicolaea xorema (Schaus, 1902)	X	X
Nicolaea cupa (H.H. Druce, 1907)	-	X
Nicolaea torris (H.H. Druce, 1907)	-	X
Ocaria ocrisia (Hewitson, 1868)	X	X
Ocaria thales (Fabricius, 1793)	X	X
Olynthus fancia (Jones, 1912)	X	X
Ostrinotes sophocles (Fabricius, 1793)	X	X
Panthiades hebraeus (Hewitson, 1867)	X	X
Parrhasius orgia (Hewitson, 1867)	X	X
Parrhasius polibetes (Stoll, 1781)	-	X
Parrhasius selika (Hewitson, 1874)	X	X
Pseudolycaena marsyas (Linnaeus, 1758)	X	X
Rekoa malina (Hewitson, 1867)	X	X
Rekoa palegon (Cramer, 1780)	X	X
Siderus eliatha (Hewitson, 1867)	X	-
Siderus giapor (Schaus, 1902)	X	X
Strephonota elika (Hewitson, 1867)	X	X
Strymon bazochii (Godart, [1824])	X	X
Strymon cestri (Reakirt, [1867])	-	X
Strymon eurytulus (Hübner, [1819])	X	X
Strymon lucena (Hewitson, 1868)	X	X
Strymon sp.	X	-
Strymon sp.	X	-
Strymon oreala (Hewitson, 1868)	X	X
Strymon rana (Schaus, 1902)	X	-
Strymon yojoa (Reakirt, [1867])	-	X

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Thaeides theia (Hewitson, 1870)	X	-
Thepytus thyrea (Hewitson, 1867)	X	-
Thereus cithonius (Godart, [1824])	X	X
Thereus eryssus (Herbst, 1800)	X	-
Thereus ortalus (Godman & Salvin, 1887)	-	X
Theritas chaluma (Schaus, 1902)	-	X
Theritas deniva (Hewitson, 1874)	X	X
Theritas hemon (Cramer, 1775)	X	-
Theritas triquetra (Hewitson, 1865)	X	X
Thestius lycabas (Cramer, 1777)	X	-
Tmolus cydrara (Hewitson, 1868)	X	-
Tmolus echion (Linnaeus, 1767)	X	X
Polyommatinae		
Elkalyce cogina (Schaus, 1902)	X	X
Hemiargus hanno (Stoll, 1790)	X	X
Leptotes cassius cassius (Cramer, 1775)	X	X
**Pseudolucia parana* Bálint, 1993	X	X
Zizula cyna (W.H. Edwards, 1881)	X	X
Riodinidae		
Euselasiinae		
Euselasiini		
Euselasia crinon Stichel, 1919	-	X
Euselasia eucerus (Hewitson, 1872)	X	X
Euselasia hygenius occulta Stichel, 1919	X	X
Euselasia zara (Westwood, 1851)	-	X
Riodininae		
Mesosemiini		
Ionotos alector (Geyer, 1837)	-	X
Napaea nepos (Fabricius, 1793)	X	X
Leucochimona icare matatha (Hewitson, 1873)	-	X
Mesosemia friburgensis Schaus 1902	X	X
Mesosemia moesia Hewitson, [1857]	X	-
Mesosemia odice (Godart, [1824])	X	X
Mesosemia rhodia (Godart, [1824])	X	-
Eurybiini		
Eurybia halimede (Hübner, [1807])	-	X
Eurybia pergaea (Geyer, 1832)	-	X
Riodinini		
Baeotis hisbon (Cramer, 1775)	X	X
Baeotis melanis Hübner, [1831]	X	-
Barbicornis basilis mona Westwood, 1851	X	X
Brachyglenis drymo (Godman & Salvin, 1886)	X	X
Calephelis braziliensis McAlpine, 1971	X	-
Calephelis nilus (C. Felder & R. Felder, 1861)	X	X
Caria plutargus (Fabricius, 1793)	X	X
Chalodeta theodora (C. Felder & R. Felder, 1862)	X	X
Chamaelimnas briola doryphora Stichel, 1910	X	X
Charis cadytis Hewitson, 1866	X	X
Chorinea licursis (Fabricius, 1775)	X	X
Dachetola azora (Godart, [1824])	-	X
Lasaia agesilas agesilas (Latreille, [1809])	X	X
Lasaia incoides (Schaus, 1902)	-	X

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Pheles atricolor atricolor (Butler, 1871)	-	X
Melanis aegates (Hewitson, 1874)	X	-
Melanis smithiae smithiae (Westwood, 1851)	X	X
Melanis xenia xenia (Hewitson, [1853])	X	X
Monethe alphonsus (Fabricius, 1793)	X	X
Notheme erota angellus Stichel, 1910	X	-
Panara soana soana Hewitson, 1875	X	X
Parcella amarynthina (C. Felder & R. Felder, 1865)	X	X
Rethus periander eleusinus Stichel, 1910	X	X
Riodina lycisca (Hewitson, [1853])	X	X
Riodina lysippoides Berg, 1882	X	X
Syrmatia nyx (Hübner, [1817])	-	X
Symmachiini		
Mesene epaphus epaphus (Stoll, 1780)	X	-
Mesene pyrippe sanguilenta Stichel, 1910	X	X
Pirascca sagaris phrygiana (Stichel, 1916)	X	X
Stichelia bocchoris suavis (Stichel, 1911)	X	X
**Stichelia dunkinfieldia* (Schaus, 1902)	X	-
Symmachia aconia Hewitson, 1867	-	X
Symmachia menetas eurima Schaus, 1902	-	X
Helicopini		
Anteros formosus formosus (Cramer, 1777)	-	X
Tribo Sedis Incertae		
Apodemia castanea (Prittwitz, 1865)	X	X
Calydna hiria (Godart, [1824])	X	X
Calydna sturnula (Geyer, 1837)	X	-
Emesis diogenia Prittwitz, 1865	-	X
Emesis fatimella fatimella Westwood, 1851	X	X
Emesis mandana mandana (Cramer, 1780)	X	-
Emesis neemias Hewitson, 1872	X	-
Emesis ocypore zelotes Hewitson, 1872	X	X
Emesis russula Stichel, 1910	-	X
Emesis satema (Schaus, 1902)	X	X
Emesis sp	X	-
Pseudotinea hemis (Schaus, 1927)	X	X
Nymphidiini		
Adelotypa bolena (Butler, 1867)	X	X
Adelotypa sejuncta (Stichel, 1910)	X	X
**Aricoris cinericea* (Stichel, 1910)	X	-
Aricoris sp.	X	-
Aricoris sp.	X	-
Calospila lucianus lucianus (Fabricius, 1793)	X	-
**Lemonias albofasciata* (Godman, 1903)	X	-
**Lemonias ochracea* (Mengel, 1902)	X	-
Mycastor leucarpis (Stichel, 1925)	X	-
**Synargis* sp.	X	-
Synargis axenus axenus (Hewitson, 1876)	X	-
**Synargis bifasciata* (Mengel, 1902)	X	X
Synargis calyce (C. Felder & R. Felder, 1862)	X	-
Synargis phliasus phliasus (Clerck, 1764)	X	X
Synargis paulistina (Stichel, 1910)	X	-
Synargis regulus (Fabricius, 1793)	X	-

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Theope thestias Hewitson, 1860	X	X
Nymphalidae		
Libytheinae		
Libytheana carinenta (Cramer, 1777)	X	X
Danainae		
Euploeini		
Lycorea halia discreta Haensch, 1909	X	X
Lycorea ilione ilione (Cramer, 1775)	X	X
Danaini		
Danaus eresimus plexaure (Godart, 1819)	X	X
Danaus erippus (Cramer, 1775)	X	X
Danaus gilippus gilippus (Cramer, 1775)	X	X
Ithomiinae		
Tithoreini		
Aeria olena olena Weymer, 1875	X	X
Mechanitini		
Mechanitis lysimnia lysimnia (Fabricius, 1793)	X	X
Mechanitis polymnia casabranca Haensch, 1905	X	X
Methona themisto themisto (Hübner, 1818)	X	X
Thyridia psidii cetoides (Rosenberg & Talbot, 1914)	X	X
Napeogenini		
Epityches eupompe (Geyer, 1832)	X	X
Hypothyris euclea laphria (Doubleday, 1847)	X	X
Hypothyris ninonia daeta (Boisduval, 1836)	X	X
Ithomiini		
Placidina euryanassa (C. Felder & R. Felder, 1860)	X	X
Ithomia agnosia zikani d'Almeida, 1940	X	X
Ithomia drymo Hübner, 1816	X	X
Ithomia lichyi lichyi d'Almeida, 1939	X	X
Dircennini		
Dircenna dero dero (Hübner, 1823)	X	X
Episcada carcinia Schaus, 1902	X	X
Episcada hymenaea hymenaea (Prittwitz, 1865)	X	X
Episcada philoclea (Hewitson, [1855])	X	-
Hyalenna pascua (Schaus, 1902)	-	X
Pteronymia sylvo (Geyer, 1832)	X	X
Godyridini		
Brevioleria seba emyra (Haensch, 1905)	-	X
Mcclungia cymo salonina (Hewitson, 1855)	X	X
Pseudoscada erruca (Hewitson, 1855)	X	X
Morphinae		
Morphini		
Cytheritis aega aega (Hübner, [1822])	X	X
Cytheritis portis thamyris (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	X
Iphixibia anaxibia (Esper, [1801])	X	X
Morpho helenor achillaena (Hübner, [1823])	X	X
Pessonia epistrophus catenaria (Perry, 1811)	X	X
Brassolini		
Blepolenis bassus (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	X
Blepolenis batea (Hübner, [1821])	X	X
Brassolis astyra philocala Stichel, 1904	X	X
Caligo illioneus pampeiro Fruhstorfer, 1904	-	X

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Caligo martia (Godart, [1824])	X	X
Catoplepia amphirhoe (Hübner, [1825])	X	X
Dynastor darius (Fabricius, 1775)	X	X
Dynastor napoleon Doubleday, [1849]	X	-
Eryphanis reevesii Doubleday, [1849])	X	X
Narope cyllastros Doubleday, [1849]	X	-
Narope cyllene C. Felder & R. Felder, 1859	X	X
Narope panniculus Stichel, 1904	X	-
Opoptera aorsa aorsa (Godart, [1824])	X	-
Opoptera fruhstorferi (Röber, 1896)	X	X
Opoptera sulcius (Staudinger, 1887)	X	X
Opsiphanes invirae amplificatus Stichel, 1904	X	X
Penetes pamphanis Doubleday, [1849]	X	X
Satyrinae		
Elymniini		
Manataria hercyna hercyna (Hübner, [1821])	X	X
Satyrini		
Capronnieria galesus (Godart, [1824])	X	X
**Erichthodes narapa* (Schaus, 1902)	X	X
Eteona tisiphone (Boisduval, 1836)	X	X
Euptychoides castrensis (Schaus, 1902)	X	X
Forsterinaria necys (Godart, [1824])	X	X
Forsterinaria quantius (Godart, [1824])	X	X
Godartiana muscosa (Butler, 1870)	X	X
Guaianaza pronophila (Butler, 1867)	X	X
Hermeuptychia hermes (Fabricius, 1775)	X	X
Carminda griseldis (Weymer, 1911)	X	X
Carminda paeon (Godart, [1824])	X	X
Carminda soter (Butler, 1877)	X	X
**Moneuptychia* sp. n.	X	X
**Pampasatyrus glaucope glaucope* (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	-
**Pampasatyrus ocelloides* (Schaus, 1902)	X	X
**Pampasatyrus periphas* (Godart, [1824])	X	X
**Pampasatyrus* sp.	X	-
Pareuptychia ocirrhoe interjecta (d'Almeida, 1952)	X	-
Pareuptychia summandosa (Gosse, 1880)	X	X
Paryphthimoides eous (Butler, 1867)	-	X
Paryphthimoides grimon (Godart, [1824])	X	X
Paryphthimoides numeria (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	-
Paryphthimoides phronius (Godart, [1824])	X	X
Paryphthimoides poltys (Prittwitz, 1865)	X	X
Praepedaliodes phanias (Hewitson, 1862)	X	X
Splendeuptychia cosmophila (Hübner, 1823)	-	X
Splendeuptychia hygina (Butler, 1877)	X	X
Splendeuptychia libitina (Butler, 1870)	-	X
Taydebis peculiaris (Butler, 1874)	X	X
Taygetis acuta Weyer, 1910	X	-
Taygetis laches marginata Staudinger, [1887]	X	X
Taygetis rufomarginata Staudinger, 1888	X	X
Taygetis tripunctata Weymer, 1907	-	X
Taygetis ypthima Hübner, [1821]	X	X

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Yphthimoides affinis (Butler, 1867)	-	X
Yphthimoides angularis (Butler, 1867)	X	X
Yphthimoides celmis (Godart, [1824])	X	X
Yphthimoides ochracea (Butler, 1867)	X	X
Yphthimoides renata (Stoll, 1780)	-	X
Yphthimoides sp. n.	-	X
Yphthimoides straminea (Butler, 1867)	X	X
Yphthimoides viviana (Romieux, 1927)	X	X
Yphthimoides yphthima (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	X
Zischkaia pacarus (Godart, [1824])	X	X
Charaxinae		
Anaeini		
Consul fabius drurii (Butler, 1874)	X	-
Fountainea ryphea phidile (Geyer, 1837)	X	X
Hypna clytemnestra huebneri Butler, 1866	X	X
Memphis acidalia victoria (H. Druce, 1877)	X	X
Memphis hirta (Weymer, 1907)	X	X
Memphis moruus stheno (Prittwitz, 1865)	X	X
Memphis otrere (Hübner, [1825])	X	-
Zaretis itys itylus (Westwood, 1850)	X	X
Preponini		
Archaeoprepona amphimachus pseudomeander (Fruhstorfer, 1906)	X	X
Archaeoprepona chalciope (Hübner, [1823])	X	X
Archaeoprepona demophon thalpius (Hübner, [1814])	X	X
Archaeoprepona demophoon demophoon (Hübner, 1814)	X	X
Prepona pylene Hewitson, [1854]	X	X
Biblidinae		
Cyrestini		
Marpesia chiron marius (Cramer, 1779)	-	X
Marpesia petreus petreus (Cramer, 1776)	X	X
Biblidini		
Biblis hyperia nectanabis (Fruhstorfer, 1909)	X	X
Callicore hydaspes (Drury, 1782)	X	X
Callicore pygas eucale (Fruhstorfer, 1916)	X	X
Callicore sorana sorana (Godart, [1824])	X	-
Catonephele acontius acontius (Linnaeus, 1771)	X	-
Catonephele numilia penthia (Hewitson, 1852)	X	X
Catonephele sabrina (Hewitson, 1852)	X	-
Cybdelis phaesyla (Hübner, [1831])	X	X
Diaethria candrena candrena (Godart, [1824])	X	X
Diaethria clymena meridionalis (H.W. Bates, 1864)	X	X
Diaethria eluina eluina (Hewitson, [1855])	X	X
Dynamine agacles agacles (Dalman, 1823)	X	X
Dynamine artemisia artemisia (Fabricius, 1793)	X	X
Dynamine athemon athemon (Linnaeus, 1758)	X	X
Dynamine myrrhina (Doubleday, 1849)	X	X
Dynamine postverta postverta (Cramer, 1779)	X	X
Dynamine tithia tithia (Hübner, 1823)	X	X
Ectima thecla thecla (Fabricius, 1796)	X	X
Epiphile hubneri Hewitson, 1861	X	X
Epiphile orea orea (Hübner, [1823])	X	X

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Eunica caelina caelina (Godart, [1824])	X	X
Eunica eburnea Fruhstorfer, 1907	X	X
Eunica maja maja (Fabricius, 1775)	X	-
Eunica margarita (Godart, [1824])	-	X
Eunica tatila bellaria Fruhstorfer, 1908	X	X
Haematera pyrame pyrame Hübner, [1819]	X	X
Hamadryas amphinome amphinome (Linnaeus, 1767)	X	X
Hamadryas arete (Doubleday, 1847)	X	-
Hamadryas epinome (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	X
Hamadryas februa februa (Hübner, [1823])	X	X
Hamadryas feronia feronia (Linnaeus, 1758)	X	X
Hamadryas fornax fornax (Hübner, [1823])	X	X
Hamadryas iphthime iphthime (H.W. Bates, 1864)	X	X
Mestra dorcas apicalis (Staudinger, 1886)	X	-
Myscelia orsis (Drury, 1782)	X	X
Paulogramma pyracmon pyracmon (Godart, [1824])	X	X
Pyrrhogyra neaerea arge Gosse, 1880	X	-
Temenis laothoe meridionalis Ebert, 1965	X	X
Apaturinae		
Doxocopa agathina vacuna (Godart, [1824])	X	X
Doxocopa kallina (Staudinger, 1886)	X	X
Doxocopa laurentia laurentia (Godart, [1824])	X	X
Doxocopa zunilda zunilda (Godart, [1824])	X	X
Nymphalinae		
Coeini		
Colobura dirce dirce (Linnaeus, 1758)	X	X
Historis odius odius (Fabricius, 1775)	X	X
Smyrna blomfildia blomfildia (Fabricius, 1781)	X	X
Nymphalini		
Hypanartia bella (Fabricius, 1793)	X	X
Hypanartia lethe (Fabricius, 1793)	X	X
Vanessa braziliensis (Moore, 1883)	X	X
Vanessa carye (Hübner, [1812])	X	X
Vanessa myrinna (Doubleday, 1849)	X	X
Kallimini		
Anarthia amathea roeselia (Eschscholtz, 1821)	X	X
Anartia jatrophae jatrophae (Linnaeus, 1763)	X	-
Junonia evarete evarete (Cramer, 1779)	X	X
Siproeta epaphus trayja Hübner, [1823]	X	X
Siproeta stelenes meridionalis (Fruhstorfer, 1909)	X	X
Melitaeini		
Chlosyne lacinia saundersi (Doubleday, [1847])	X	X
Eresia lansdorfi (Godart, 1819)	X	X
Ortilia dicoma (Hewitson, 1864)	X	X
Ortilia ithra (W.F. Kirby, 1900)	X	X
Ortilia orthia (Hewitson, 1864)	X	X
Ortilia velica durnfordi (Godman & Salvin, 1878)	X	X
Tegosa claudina (Eschscholtz, 1821)	X	X
Tegosa orobia orobia (Hewitson, 1864)	X	X
Telenassa teletusa teletusa (Godart, [1824])	X	X
Limenitidinae		
Adelpha abia (Hewitson, 1850)	-	X

Tabela 1. Continuação...

*Espécies/Subespécie	1947 2002	2005 2010
Adelpha calliphane Fruhstorfer, 1915	X	-
Adelpha cytherea aea (C. Felder & R. Felder, 1867)	X	-
Adelpha falcipennis Fruhstorfer, 1915	X	-
Adelpha gavina Fruhstorfer, 1915	X	X
Adelpha hyas hyas (Doyère, [1840])	-	X
Adelpha malea goyama Schaus, 1902	X	X
Adelpha mythra (Godart, [1824])	-	X
Adelpha poltius A. Hall, 1938	-	X
Adelpha radiata radiata Fruhstorfer, 1915	X	-
Adelpha serpa serpa (Boisduval, 1836)	X	-
Adelpha syma (Godart, [1824])	X	X
Adelpha thesprotia (C. Felder & R. Felder, 1867)	-	X
Adelpha thessalia indefecta Fruhstorfer, 1913	X	X
Adelpha zea (Hewitson, 1850)	-	X
Heliconiinae		
Argynnini		
Euptoieta hegesia meridiania Stichel, 1938	X	X
Euptoieta hortensia (Blanchard, 1852)	X	-
Acraeini		
Actinote alalia (C. Felder & R. Felder, 1860)	X	X
Actinote carycina Jordan, 1913	X	X
Actinote genitrix d'Almeida, 1922	-	X
Actinote melanisans Oberthür, 1917	X	X
Actinote parapheles Jordan, 1913	X	X
Actinote pellenea pellenea Hübner, [1821]	X	X
Actinote rhodope d'Almeida, 1923	-	X
Actinote surima surima (Schaus, 1902)	X	X
Actinote thalia pyrrha (Fabricius, 1775)	X	X
Heliconiini		
Agraulis vanille maculosa (Stichel, [1908])	X	X
Dione juno juno (Cramer, [1779])	X	X
Dione moneta moneta Hübner, [1825]	X	X
Dryadula phaetusa (Linnaeus, 1758)	X	X
Dryas iulia alcionea (Cramer, 1779)	X	X
Eueides aliphera aliphera (Godart, 1819)	X	X
Eueides isabella dianasa (Hübner, [1806])	X	X
Heliconius besckei Ménétriés, 1857	X	X
Heliconius erato phyllis (Fabricius, 1775)	X	X
Heliconius ethilla narcaea Godart, 1819	X	X
Philaethria wernickei (Röber, 1906)	X	X

Tabela 2. Riqueza dos taxa superiores de borboletas de Guarapuava e arredores. Números em destaque correspondem a valores totais para cada família/subfamília. Is = índice de Sorensen para a riqueza total em cada taxa entre os dados de 1944 a 2002 e 2005 a 2010.

Table 2. Richness of higher taxa of butterflies from Guarapuava and vicinity. Numbers highlighted represent totals for each family/subfamily. Is = Sörensen index for total richness in each of the data taxa from 1944 to 2002 and from 2005 to 2010.

Taxa	Número		Espécies de Campo Natural	Amostragens		Espécies exclusivas		Is
	Sp.	Spp.		1944 2002	2005 2010	1944 2002	2005 2010	
HESPERIOIDEA	**255**	**256**	**26**	**199**	**183**	**73**	**56**	**66**
HESPERIIDAE	**255**	**256**	**26**	**199**	**183**	**73**	**56**	**66**
Pyrrhopyginae	**11**	**11**	**0**	**11**	**9**	**2**	**0**	**90**
Oxynetrini	1	1	0	1	1	0	0	**100**
Passovini	1	1	0	1	0	1	0	**0**
Pyrrhopygini	9	9	0	9	8	1	0	**94,1**
Pyrginae	**95**	**96**	**7**	**74**	**71**	**24**	**21**	**69**
Eudamini	39	40	1	33	28	11	6	**72,1**
Pyrgini	56	56	6	41	43	13	15	**66,7**
Hesperiinae	**146**	**146**	**19**	**111**	**102**	**45**	**35**	**62**
Heteropterinae	**3**	**3**	**0**	**3**	**1**	**2**	**0**	**50**
PAPILIONOIDEA	**434**	**436**	**16**	**375**	**360**	**73**	**61**	**81,6**
PAPILIONIDAE	**19**	**21**	**1**	**19**	**15**	**4**	**0**	**88,2**
Papilioninae	**19**	**21**	**1**	**19**	**15**	**4**	**0**	**88,2**
Troidini	7	8	1	7	7	0	0	**100**
Leptocircini	5	6	0	5	2	3	0	**57,1**
Papilionini	7	7	0	7	6	1	0	**92,3**
PIERIDAE	**33**	**33**	**0**	**32**	**29**	**4**	**1**	**91,8**
Dismorphiinae	**7**	**7**	**0**	**7**	**6**	**1**	**0**	**92,3**
Coliadinae	**14**	**14**	**1**	**14**	**13**	**1**	**0**	**96,3**
Pierinae	**12**	**12**	**0**	**11**	**10**	**2**	**1**	**85,7**
Anthocharidini	2	2	0	2	2	0	0	**100**

Tabela 2. Continuação...

Taxa	Número		Espécies de Campo Natural	Amostragens		Espécies exclusivas		Is
	Sp.	Spp.		1944 2002	2005 2010	1944 2002	2005 2010	
Pierini	10	10	0	9	8	2	1	**82,4**
LYCAENIDAE	**96**	**96**	**2**	**71**	**79**	**17**	**25**	**72**
Theclinae	**91**	**91**	**1**	**66**	**74**	**17**	**25**	**70**
Eumaeini	91	91	1	66	74	17	25	**70**
Polyommatinae	**5**	**5**	**1**	**5**	**5**	**0**	**0**	**100**
RIODINIDAE	**76**	**76**	**7**	**62**	**52**	**22**	**15**	**66,1**
Euselasiinae	**4**	**4**	**0**	**2**	**4**	**0**	**2**	**66,7**
Euselasiini	4	4	0	2	4	0	2	**66,7**
Riodininae	**70**	**70**	**7**	**58**	**48**	**22**	**13**	**68,4**
Mesosemiini	7	7	0	5	5	2	2	**60**
Eurybiini	2	2	0	1	2	0	2	**0**
Riodinini	26	26	0	22	22	4	4	**81,8**
Symmachiini	7	7	1	5	5	2	2	**60**
Helicopini	1	1	0	0	1	0	1	**0**
Tribo Sedis Incertae	12	12	0	10	8	4	2	**66,7**
Nymphidiini	17	17	5	17	5	10	0	**63,6**
NYMPHALIDAE	**210**	**210**	**6**	**191**	**185**	**26**	**20**	**87,2**
Libytheinae	**1**	**1**	**0**	**1**	**1**	**0**	**0**	**100**
Danainae	**5**	**5**	**0**	**5**	**5**	**0**	**0**	**100**
Euploeini	2	2	0	2	2	0	0	**100**
Danaini	3	3	0	3	3	0	0	**100**
Ithomiinae	**21**	**21**	**0**	**19**	**20**	**1**	**2**	**92,3**
Tithoreini	1	1	0	1	1	0	0	**100**
Mechanitini	4	4	0	4	4	0	0	**100**
Napeogenini	3	3	0	3	3	0	0	**100**
Ithomiini	4	4	0	4	4	0	0	**100**
Dirceniini	6	6	0	5	5	1	1	**80**
Godyrini	3	3	0	2	3	0	1	**80**
Morphinae	**22**	**22**	**0**	**21**	**18**	**4**	**1**	**87,2**
Morphini	5	5	0	5	5	0	0	**100**
Brassolini	17	17	0	16	13	4	1	**82,8**
Satyrinae	**45**	**45**	**6**	**39**	**41**	**5**	**7**	**82,5**
Elymniini	1	1	0	1	1	0	0	**100**
Satyrini	44	44	6	38	40	5	7	**82,1**
Charaxinae	**13**	**13**	**0**	**13**	**11**	**2**	**0**	**91,7**
Anaeini	8	8	0	8	6	2	0	**85,7**
Preponini	5	5	0	5	5	0	0	**100**
Biblidinae	**40**	**40**	**0**	**38**	**33**	**7**	**2**	**87,3**
Cyrestini	2	2	0	1	2	0	1	**66,7**
Biblidini	38	38	0	37	31	7	1	**88,2**
Apaturinae	**4**	**4**	**0**	**4**	**4**	**0**	**0**	**100**
Nymphalinae	**22**	**22**	**0**	**22**	**21**	**1**	**0**	**97,7**
Coeini	3	3	0	3	3	0	0	**100**
Nymphalini	5	5	0	5	5	0	0	**100**
Kallimini	5	5	0	5	4	1	0	**88,9**
Melitaeini	9	9	0	9	9	0	0	**100**
Limenitidinae	**15**	**15**	**0**	**9**	**10**	**5**	**6**	**42,1**

Tabela 2. Continuação...

Taxa	Número		Espécies de Campo Natural	Amostragens		Espécies exclusivas		Is
	Sp.	Spp.		1944 2002	2005 2010	1944 2002	2005 2010	
Heliconiinae	**22**	**22**	**0**	**20**	**21**	**1**	**2**	**92,7**
Argynnini	2	2	0	2	1	1	0	**66,7**
Acraeini	9	9	0	7	9	0	2	**87,5**
Heliconiini	11	11	0	11	11	0	0	**100**
Total	**689**	**692**	**42**	**572**	**543**	**148**	**117**	**76**

Papilionidae, compostas de espécies conspícuas e mais facilmente registráveis (Brown Jr. 1992, Brown Jr. & Freitas 1999).

No início das coletas, os Campos Naturais estiveram presentes por um longo período (Maack 1968), até meados de 1970, quando os remanescentes foram crescentemente substituídos por monoculturas. Os registros atuais para as espécies de Campo Natural se referem a três pequenas manchas menores que cinco hectares, duas das quais extintas. A lepidopterofauna desta fitofisionomia está criticamente sob ameaça, pois nenhuma unidade de conservação abriga tal vegetação. Há inclusive espécies da lista vermelha da fauna ameaçada do Paraná que são endêmicas dessa vegetação, e apenas *E. corethrus* foi reencontrada, porém, a pequena área onde a população dessa espécie habitava, foi substituída por pastagem para gado, extinguindo a única população atualmente conhecida no estado (Dolibaina et al 2010).

Assim como Mielke et al. (2008) proporam dados de Hesperiidae endêmicos do Cerrado, indicamos aqui as espécies de Hesperioidea e Papilionoidea características de Campo Natural, com o intuito de subsidiar medidas conservacionistas, principalmente no estabelecimento de novas unidades de conservação permanentes que protejam essa vegetação característica, e por consequência sua fauna.

No trabalho de Tyler et al. (1994) há dados indicando a ocorrência conjunta entre subespécies de *M. lysythous* no sul do Brasil, já para *P. bunichus*, enquanto *P. b. bunichus* voa acima de 800 m de altitude, *P. b. perrhebus* foi apenas encontrada nas altitudes mais baixas da região (vale do rio Ivaí). Quanto a *E. socus*, já eram conhecidas outras regiões como Joinville e São Bento do Sul em Santa Catarina e Foz do Iguaçu e Londrina no Paraná (DZUP), onde as subespécies *socus e pseudexadeus* voam juntas. Estudos taxonômicos são necessários para tais taxa.

Agradecimentos

Agradecemos a Anderson Luis Tosetto da RPPN Paraná pelo apoio logisítico em algumas coletas. Aos amigos Vitor Hugo Gonçalves e Edivando Alves pelo auxílio nos trabalhos de campo. Ao Sr. Márcio Canto de Miranda, proprietário da RPPN Ninho do Corvo, pela disponibilidade da área para estudo. A Fábio Dangui por disponibilizar a coleção particular de Hipólito Schneider e Cristiane Hiert a do Museu de História Natural de Guarapuava. Agradecemos também a Alfred Moser pela identificação dos Lycaenidae, a Eduardo Carneiro e a dois revisores anônimos por valiosas sugestões ao trabalho e Fernando Maia Silva Dias pelo Abstract. Ao CNPq pela concessão das bolsas de produtividade e mestrado aos autores.

Referências Bibliográficas

BIEZANKO, C.M. 1938a. Sobre alguns lepidópteros que ocorrem em arredores de Curitiba (Estado do Paraná). Apontamentos lepidopterológicos feitos em 1932. Livraria Globo, Pelotas.

BIEZANKO, C.M. 1938b. Dois meses de caça lepidopterológica nos arredores do Porto União e União da Vitória, em outubro e novembro de 1932. Contribuição ao conhecimento da fauna dos insetos de Santa Catarina e Paraná. R. de Agron. 2(16-17):1-11.

BIEZANKO, C.M. 1960. Satyridae, Morphidae et Brassolidae da zona sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Ent. série A 4:1-12.

BIEZANKO, C.M. 1963. Hesperiidae da zona sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Ent. série A 6:1-24.

BIEZANKO, C.M. & FREITAS, R. G. 1938. Catálogo dos insetos encontrados na cidade de Pelotas e arredores. Fasciculo 1. Lepidopteros. Bol. Esc. Agr. Eliseu Maciel. 25:1-32.

BIEZANKO, C.M. & MIELKE, O.H.H. 1973. Contribuição ao estudo faunístico dos Hesperiidae americanos. IV. Espécies do Rio Grande do Sul, Brasil, com notas taxonômicas e descrições de espécies novas. (Lepidoptera). Acta Biol. Parana. 2(1-4):51-102.

BIEZANKO, C.M., MIELKE, O.H.H. & WEDDERHOFF, A. 1978. Contribuição ao estudo faunístico dos Riodinidae do Rio Grande do Sul, Brasil (Lepidoptera). Acta Biol. Parana. 7(1-4):7-22.

BIEZANKO, C.M. & PITOÑ, J. 1941. Breves apontamentos sobre alguns lepidopteros encontrados nos arredores de Itaiópolis. Bol. Esc. Agr. Eliseu Maciel. 28:1-24.

BONFANTTI, D., DI-MARE, R.A. & GIOVENARDI, R. 2009. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) from two forest fragments in northern Rio Grande do Sul, Brazil. Check List. 5(4):819-829. http://www.checklist.org.br/getpdf?SL035-09 (último acesso em 25/03/2010).

BROWN Jr., K.S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. MORELLATO, ed.). Unicamp; FAPESP, Campinas, p.142-187.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 1999. Lepidoptera. In Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX (JOLY, C.A. & BICUDO C.E.M., Org). Invertebrados Terrestres (C.R.F. BRANDÃO & E.M. CANCELLO, eds.). São Paulo: FAPESP. v. 5, p.226-243.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2000. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. Biotropica 32(4b):934-956.

BUSTOS, E.O.N. 2009. Mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) del Parque Nacional Iguazú, Provincia de Misiones, Argentina. Trop. Lepid. Res. 19(2):71-81.

CARNEIRO, E., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008a. Borboletas do sul da ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea). SHILAP Revta. Lepid. 36(142):261-271.

CARNEIRO, E., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008b. Inventário de borboletas no Brasil: estado da arte e modelo de áreas prioritárias para pesquisa com vistas à conservação. Nat. & Conserv. 6(2): 68-90: http://internet.boticario.com.br/Internet/staticFiles/Fundacao/pdf/ARTIGOS_NC12/11N&C_V6_N2_SANTOS_PORT.pdf.

CASAGRANDE, M.M. & MIELKE, O.H.H. 2008. Lepidoptera: *Charonias theano theano* (Boisduval, 1836). In Livro Vermelho da fauna ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond, & A.P. Paglia, orgs.). Biodiversidade 19, Brasília, v. 1, cap. 46, p.438-439.

CORSEUIL, E., QUADROS, F.C., TESTON, J.A. & MOSER, A. 2004. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 4. Lycaenidae. Comun. Mus. Cienc. Tecnol. PUCRS, Sér. zool. 9: 65-70.

DOLIBAINA, D.R., CARNEIRO, E., DIAS, F.M., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2010. Registros inéditos de borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) ameaçadas de extinção para o Estado do Paraná, Brasil: novos subsídios para reavaliação dos critérios de ameaça. Biota Neotrop. 10 (3): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/pt/abstract?article+bn01210032010 (último acesso em 26/10/2010).

EBERT, H. 1969. On the frequency of butterflies in eastern Brazil, with a list of butterfly fauna of Poços de Caldas, Minas Gerais. J. Lepid. Soc. 23 supl.3: 1-48.

EMERY, E.O., BROWN Jr., K.S. & PINHEIRO, C.E.G. 2006. As borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea) do Distrito Federal, Brasil. Rev. Bras. Ent. 50(1):85-92.

GIOVENARDI, R., DI-MARE, R.A., SPONCHIADO, J., ROANI, S.H., JACOMASSA, F.A.F., JUNG, A.B. & PORN, M.A. 2008. Diversidade de Lepidoptera (Papilionoidea e Hesperioidea) em dois fragmentos de floresta no município de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Ent. 52(4):599-605.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. 2010. Cartas climáticas – médias históricas. http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Guarapuava.htm (último acesso em 25/03/2010).

ISERHARD, C.A., QUADROS, M.T., ROMANOWSKI, H.P. & MENDONÇA Jr., M.S. 2010. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 10(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?article+bn02910012010 (último acesso em 26/10/2010).

LAMAS, G.M. (ed.) 2004. Checklist: part 4A Hesperioidea – Papilionoidea p. XXXV + 439. In Atlas of Neotropical Lepidoptera (J.B HEPPNER, ed.). Association of Tropical Lepidoptera, Gainesville, v.5A.

LINK, D., BIEZANKO, C.M., TARRAGO, M.F. & CARVALHO, S. 1977. Lepidoptera de Santa Maria e arredores. I Papilionidae e Pieridae. Rev. Cent. Cienc. Rurais, Univ. Fed. Santa Maria 7(4):381-389.

MAACK, R. 1968. Geografia Física do Estado do Paraná. Universidade Federal do Paraná; Instituto de Biologia e Pesquisa Tecnológica, Curitiba, p.350.

MIELKE, C.G.C. 1995. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) de Curitiba e seus arredores, Paraná, Brasil, com notas taxonômicas sobre Hesperiidae. Rev. Bras. Zool. 11(4):759-776.

MIELKE, O.H.H. 1968. Contribuição ao estudo faunístico dos "Hesperiidae" brasileiros I. Resultados de uma excursão a Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil, com notas taxonômicas (Lepidoptera). Atas Soc. Biol. Rio J. 12(2):73-78.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 1998. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) do Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, São Paulo. Brasil. Rev. Bras. Zool. 14(4):967-1001.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2004. Borboletas. In Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná (S.B. Mikich & R.S. Bernils, orgs.). Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, p. 713-739

MIELKE, O.H.H., EMERY, E.O. & PINHEIRO, C.E.G. 2008. As borboletas Hesperiidae (Lepidoptera, Hesperioidea) do Distrito Federal, Brasil. Rev. Bras. Ent. 52(2):283-288.

PAZ, A.L.G., ROMANOWSKI, H.P. & MORAIS, A.B.B. 2008. Nymphalidae, Papilionidae e Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 8(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn01608012008 (último acesso em 15/02/2009).

PINHEIRO, C.E.G. & EMERY, E.O. 2006. As borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea) da Área de Proteção Ambiental do Gama e Cabeça de Veado (Distrito Federal, Brasil). Biota Neotrop. 6(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/fullpaper?bn01506032006+pt (último acesso em 20/03/2010).

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. Biol. Conserv. 142:1144-1156.

SACKIS, G.D. & MORAIS, A.B.B. 2008. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul. Biota Neotrop. 8(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn01908012008 (último acesso em 25/03/2010).

SOCIEDADE DE PROTEÇÃO DA VIDA SELVAGEM – SPVS. 1996. Nossas árvores – manual para a recuperação da reserva florestal legal. FNMA, Curitiba.

SUMMERVILLE, K. BOULWARE, M.J., VEECH, J.A. & CRIST, T.O. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. Cons. Biol. 17(4):1045-1057.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 1999. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata. 1. Papilionidae. Biociências 4(2):217-228.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2000. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata. 2. Pieridae. Biociências 5:143-155.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2002. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata. 3. Nymphalidae. Comun. Mus. Cienc. Tecnol. PUCRS 7:143-155.

TYLER, H., BROWN Jr., K.S. & WILSON, K. 1994. Swallowtail butterflies of the Americas: a study in biological dynamics, ecological diversity, biosystematics, and conservation. Scientific Publishers, Gainesville, 377p.

UEHARA-PRADO, M., BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2007. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. Global Ecol. Biogeogr. 16:43-45.

Recebido em 27/05/2010
Versão reformulada recebida em 27/10/2010
Publicado em 01/01/2011

Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema)

Sirlei Terezinha Bennemann[1,3], Wanner Galves[2] & Luiz Gustavo Capra[2]

[1]Departamento de Biologia Animal e Vegetal/CCB, Universidade Estadual de Londrina – UEL, Campus Universitário, CP 6001, CEP 86051-990, Londrina, PR, Brasil
[2]Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina – UEL
[3]Autor para correspondência: Sirlei Terezinha Bennemann, e-mail: sirlei@uel.br

BENNEMANN, S.T., GALVES, W. & CAPRA, L.G. **Food resources used by fishes and trophic structure of four stretches in Capivara reservoir (Paranapanema River)**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01411012011.

Abstract: The diet of the main fish species was evaluated from three stretches located in the Capivara reservoir, Paranapanema River and from one stretch on Tibagi River, the latter under the reservoir influence. The diet of these species, by the percentage composition, with the food items grouped was distinct: detritus and aquatic insects in three stretches (Cinzas, Cruzália and Porecatu); crustaceans and aquatic insects in Tibagi stretch. The fish species were grouped in six trophic groups, according to the main food items consumed determined by the Alimentary Index (IAi): carcinophagous, detritivore, herbivore, insectivore, omnivore and piscivore. All the six trophic categories have been identified among the fishes from the Tibagi stretch, five in Cinzas stretch, whereas four categories among fishes from Cruzália and Porecatu. The generalist/oportunist species *Astyanax altiparanae*, *Moenkhausia intermedia* and *Pimelodus maculatus* were included in diferent trophic categories according to the stretch. *Plagioscion squamosissimus*, piscivore in Porecatu and Cruzália, shifted to carcinophagy in the Tibagi and Cinzas stretches. The trophic structure and the abundance of the main fish species were different in each stretch, with the predominance of three species in each one, and always one of the introduced species figured among the three.
Keywords: *Paranapanema River basin, feeding fish, reservoirs, resources origin.*

BENNEMANN, S.T., GALVES, W. & CAPRA, L.G. **Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema)**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01411012011.

Resumo: Foi avaliada a dieta das principais espécies de peixes e a estrutura trófica de três trechos no reservatório de Capivara, no Rio Paranapanema, localizados em Porecatu, Cruzália e Cinzas e de um trecho que sofre sua influência, no Rio Tibagi. A dieta destas espécies, pela composição percentual, com os itens alimentares agrupados foi: detritos e insetos aquáticos em três trechos (Cinzas, Cruzália e Porecatu) e crustáceos e insetos aquáticos no trecho Tibagi. Pelo Índice Alimentar (IAi) determinou-se os alimentos principais para cada espécie, e de acordo com eles, as espécies foram classificadas em seis categorias tróficas: carcinófaga, detritívora, herbívora, insetívora, onívora e piscívora. No trecho Tibagi foram verificadas seis categorias; no trecho Cinzas cinco e em Cruzália e Porecatu, quatro. As espécies generalistas/oportunistas: *Astyanax altiparanae*, *Moenkhausia intermedia* e *Pimelodus maculatus* mudaram de categoria trófica conforme o trecho. *Plagioscion squamosissimus*, piscívora em Porecatu e Cruzália, mudou para carcinófaga nos trechos Tibagi e Cinzas. A estrutura trófica, assim como a composição das principais espécies em abundância de exemplares, foi distinta em cada trecho, onde ocorreu o predomínio de três espécies, tendo sempre entre elas uma das espécies introduzidas.
***Palavras-chave*:** *bacia do Rio Paranapanema, alimentação de peixes, reservatórios, origem recursos.*

Introdução

Em várias, dentre as bacias hidrográficas brasileiras, já existem grandes reservatórios para fins hidrelétricos, que atualmente devem estar em torno de 600, conforme Agostinho et al. (2007). Estes reservatórios possuem características distintas, tanto pela idade como pelo tamanho e, pelas características da bacia de drenagem ou região. Considerando essa heterogeneidade dos reservatórios, é esperado que existam variações na diversidade ictiofaunística, bem como na disponibilidade de recursos alimentares para os peixes nestes ambientes.

Os estudos sobre a estrutura trófica e recursos alimentares utilizados pelos peixes em reservatórios são restritas a algumas bacias e regiões. A bacia do Rio Paraná, com maior número de hidrelétricas no Brasil (Kelman et al. 2002) é também a bacia hidrográfica que possui o maior número de pesquisas, sendo a maior parte destes reservatórios de grande porte. Em reservatórios no Estado do Paraná os peixes do reservatório de Segredo, na bacia do Rio Iguaçu, tiveram suas dietas estudadas por Hahn et al. (1997); no reservatório Itaipu, na bacia do Rio Paraná, a estrutura trófica foi analisada por Hahn et al. (1998); 24 reservatórios do Estado do Paraná e bacias limítrofes foram avaliados em sua estrutura trófica por Fugi et al. (2005) e o reservatório Capivari por Abelha et al. (2005).

No Rio Paranapanema, na área de divisa dos Estados do Paraná e São Paulo, atualmente existe dez usinas hidrelétricas instaladas (Duke Energy International 2003). Alguns destes reservatórios foram estudados, e, entre estes, o reservatório Jurumirim foi investigado em aspectos ecológicos da ictiofauna e produção pesqueira (Carvalho & Silva 1999) e sobre a composição ictiofaunística por Castro et al. (2003); no reservatório de Rosana, Casatti et al. (2003) investigaram a dieta de peixes de pequeno porte, e no reservatório de Salto Grande, Dias & Garavello (1998) estudaram a ecologia das comunidades de peixes.

Na região média do Rio Paranapanema está localizado o reservatório Capivara que é de grande porte e um dos mais antigos, formado em 1975. Este reservatório e áreas de sua influência vêm sendo investigados na última década e constam nos estudos realizados por Hoffmann et al. (2005) que inventariaram a ictiofauna em quatro trechos; Bennemann et al. (2006) analisaram dinâmica trófica de *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) e Teixeira & Bennemann (2007) descreveram a dieta e ecomorfologia das principais espécies de peixes de um trecho. O trecho mais investigado sob os aspectos de ecologia trófica foi uma área de influência do reservatório Capivara, localizada no Rio Tibagi (Bennemann et al. 2000, Lobón-Cerviá & Bennemann 2000, Bennemann & Shibatta 2002).

Em vários reservatórios analisados por Hahn & Fugi (2007) foram verificadas mudanças quanto à disponibilidade de alimentos para os peixes, que diminuem ao longo do tempo. Entretanto, no Brasil, ainda são raras as publicações sobre a estrutura trófica em reservatórios de grande porte e antigos. O reservatório Capivara, considerado um reservatório antigo, ainda não teve analisada a composição da dieta das espécies de peixes e sua estrutura trófica ainda não é conhecida. Este estudo teve o objetivo de conhecer quais os principais recursos alimentares consumidos pelas espécies de peixes dominantes, e verificar a estrutura trófica em quatros trechos do reservatório Capivara, no Rio Paranapanema.

Material e Métodos

1. Área de estudo

Os trechos amostrados estão localizados no Rio Paranapanema (municípios de Porecatu, Cruzália e na foz do Rio Cinzas) e em um trecho que sofre sua influência, localizado no Rio Tibagi, no município de Sertanópolis (PR). Esses trechos, a seguir denominados de Porecatu, Cruzália, Cinzas e Tibagi, respectivamente, apresentam características distintas, principalmente quanto à profundidade e à extensão das áreas que contêm vegetação aquática. De cada trecho, localizado geograficamente através do aparelho de GPS, foi realizada a tomada de dados de transparência da água através de disco de Secchi, e da profundidade através de um profundímetro.

O trecho Porecatu localiza-se próximo à foz do Rio Vermelho, e fica no reservatório propriamente dito, distante 300 m da Usina Hidrelétrica Escola Mackenzie (22º 40' 44"S e 51º 19' 55" W), caracterizando-se, em sua maior extensão, por altas profundidades (15 a 70 m). Nesse trecho o fundo é rochoso, existem afloramentos em diversas baías, as águas são semi-lóticas e de alta transparência (até 6 m) e a vegetação ciliar é escassa. Macrófitas aquáticas estão presentes nas áreas marginais, de menor profundidade.

O trecho Cruzália (22º 46' 14" S e 50º 50' 34" W) é formado pelas baías do reservatório, e suas águas são lênticas. Os locais mais próximos do canal do rio têm profundidade média de 6 m e transparência de aproximadamente 1 m. A vegetação ciliar nativa é ausente, existindo pastos alagáveis e macrófitas aquáticas.

O trecho Tibagi (23º 01' 16" S e 50º 57' 13" W) localiza-se na porção do Rio Tibagi (principal afluente do Rio Paranapanema) e sofre influência do reservatório, mantendo as características de rio. Trata-se de um ambiente de transição entre os ecótonos de rio e de reservatório. Nesse trecho o Rio Tibagi atinge 25 m de profundidade no leito, e, próximo das margens e baías, cerca de 1 m, onde a vegetação aquática é abundante e a vegetação ciliar é escassa. As águas são semi-lóticas, com transparência variável (0,7 a 0,95 m). O leito é formado por rochas basálticas, que afloram na superfície da água em vários pontos, e o fundo apresenta grandes porções de lodo e argila.

O trecho Cinzas (22º 56' 16" S e 50º 31' 37" W) localiza-se na foz do Rio Cinzas, na porção lótica do rio. O trecho analisado teve profundidade variando entre 0,8 e 5,2 m, com transparência entre 0,55 e 2,23 m. O fundo é composto por rochas, e em determinadas porções estas rochas se alternam com areia, contendo abrigos como pequenas cavernas, troncos e raízes submersas. Possui lagoas marginais com macrófitas em abundância, e escassos fragmentos de mata ao longo das margens, pois nestas áreas predominam as atividades de agricultura e pecuária. Na Figura 1 estão apontados os trechos amostrados e a localização dos mesmos.

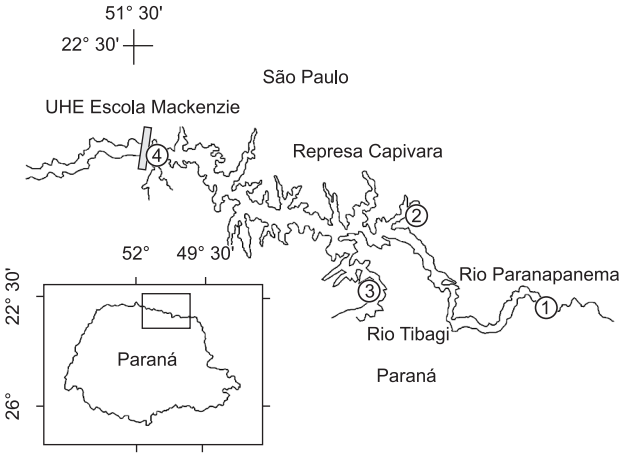

Figura 1. Trechos de amostragens dos peixes no reservatório Capivara, na porção média do Rio Paranapanema. 1) Cinzas; 2) Cruzália; 3) Tibagi; e 4) Porecatu.

Figure 1. Fish samples stretches in the Capivara reservoir, located in the middle portion of Paranapanema River. 1) Cinzas; 2) Cruzália; 3) Tibagi; and 4) Porecatu.

2. Metodologia

Os exemplares das espécies utilizados neste estudo foram capturados no âmbito do projeto "Caracterização Biológica da Ictiofauna do Reservatório de Capivara - UHE Escola Mackenzie", com resultados sobre a ictiofauna que estão publicados em Hoffmann et al. (2005). Em quatro trechos foram feitas coletas sazonais no período de um ano, entre maio de 2001 e abril de 2002, perfazendo 16 amostragens. Para a captura dos peixes foram utilizadas redes de espera de malhas com 1 a 10 cm entre nós opostos, totalizando 1.527 m^2 de área. As redes foram expostas por um período de 24 horas, em cada amostragem. Os exemplares capturados foram fixados em formol 10%, sendo depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), como material testemunho.

Para as análises referentes à alimentação, foram utilizados exemplares de todas as espécies de peixes com conteúdo estomacal. Os tratos digestórios dos exemplares foram retirados e os seus conteúdos estomacais identificados com o auxílio de microscópio estereoscópico e manuais de identificação de animais aquáticos e terrestres.

Os itens alimentares identificados foram analisados pelos métodos de Composição Percentual (cp) e peso (g) úmido pelo método gravimétrico de Hyslop (1980). A composição percentual é definida como uma porcentagem da ocorrência de cada item alimentar em relação ao total geral de ocorrências, calculada pela Equação 1:

$$Cp = (\Sigma Ni/\Sigma Nt) \times 100 \quad (1)$$

onde: Cp = composição percentual, Ni = número de ocorrências do item i, Nt = número total de ocorrências de todos os itens.

Na comparação dos recursos alimentares consumidos por todas as espécies de peixes, entre os quatro trechos do reservatório Capivara, os itens alimentares identificados foram agrupados em grandes categorias. Os percentuais totais destas categorias foram comparados, em peso e composição percentual.

As sete categorias em que os itens alimentares foram agrupados foram: peixes (diversas espécies de peixes e partes não identificadas, escamas e nadadeiras), insetos (pertencentes à formas aquáticas imaturas de insetos (Chironomidae, Ephemeroptera, Odonata, Ceratopogonidae, Caoboridae) e insetos adultos terrestres (Coleoptera, Hymenoptera); crustáceos (Copepoda, Cladocera, Ostracoda e a espécie - *Macrobrachium amazonicum*, uma espécie introduzida na bacia); vegetais (sementes de *Polygonum* sp. e gramíneas, incluindo também "quirela" (milho triturado utilizado como ceva por pescadores), sementes de trigo e outras culturas (restos de folhas de vegetais superiores e algas filamentosas), moluscos, detrito/sedimento e outros (diversos táxons animais).

Para visualizar a relação entre a composição da dieta das espécies de peixes e os trechos de amostragem foi utilizada a composição percentual dos itens alimentares em categorias, pela Análise de Componentes Principais (ACP) realizada no programa PAST (Hammer et al. 2004).

Foi também determinada a estrutura trófica com as espécies de peixes selecionadas pelo critério de ocorrência em todos os trechos ou, as espécies capturadas em maior abundância em número de exemplares em cada trecho. Para a comparação das espécies classificadas em categorias tróficas, os itens alimentares utilizados pelos peixes foram agrupados em grandes categorias, e calculados pelo Índice Alimentar (IAi) proposto por Kawakami & Vazzoler (1980). Os cálculos para determinar os alimentos principais foram realizados utilizando o peso, em vez do volume dos itens. Cada espécie foi classificada dentro de determinada categoria trófica quando seu alimento preferencial perfez mais de 50% nas categorias de alimento que consumiu, considerando-se os valores do IAi. Foram incluídas na categoria onívora as espécies que consumiram alimentos de origem vegetal e de origem animal em valores equivalentes.

Após a classificação das espécies em categorias tróficas a estrutura entre os trechos foi comparada utilizando os percentuais de exemplares capturados, por trecho.

Resultados

Nos quatro trechos foram analisadas 49 espécies e 2069 exemplares. No trecho Cinzas (41 espécies e 475 exemplares), Tibagi (33 espécies e 574 exemplares), Cruzália (22 espécies e 541 exemplares) e Porecatu (22 espécies e 479 exemplares), conforme Tabela 1.

Os alimentos utilizados, no total foram identificados em 41 itens consumidos pelas 49 espécies de peixes analisados. No trecho Tibagi, que teve maior número de indivíduos analisados, as espécies selecionadas utilizaram maior número de itens alimentares e também em maior peso (Tabela 2).

Os itens alimentares agrupados em sete amplas categorias quando comparados por trechos, pela composição percentual, indicaram que Detritos e Insetos foram as categorias de maiores valores nos três trechos (Cinzas, Cruzália e Porecatu), diferindo do trecho Tibagi, onde Crustáceos e Insetos foram os itens de maior ocorrência (Figura 2). Em valores percentuais por peso, a categoria Peixes foi a de maior importância em todos os trechos, seguidos de uma ordem distinta de categorias para cada um dos trechos (Figura 3).

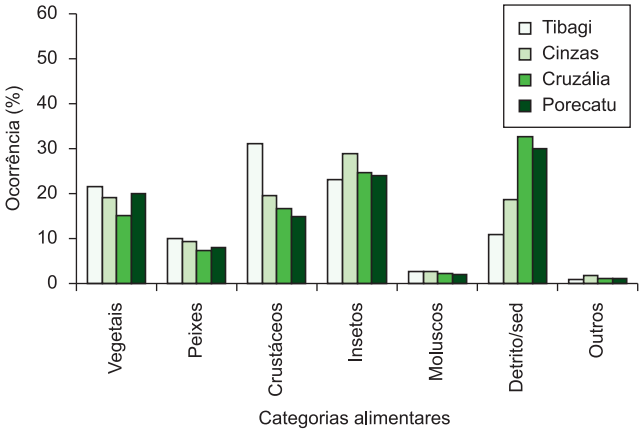

Figura 2. Composição percentual das categorias alimentares consumidas pelos peixes, no total, nos quatro trechos do reservatório Capivara, no período maio/2001 a abril/2002.

Figure 2. Percentage composition of food categories consumed by fish, in total, in the Capivara reservoir stretches, in the period of May 2001 to April 2002.

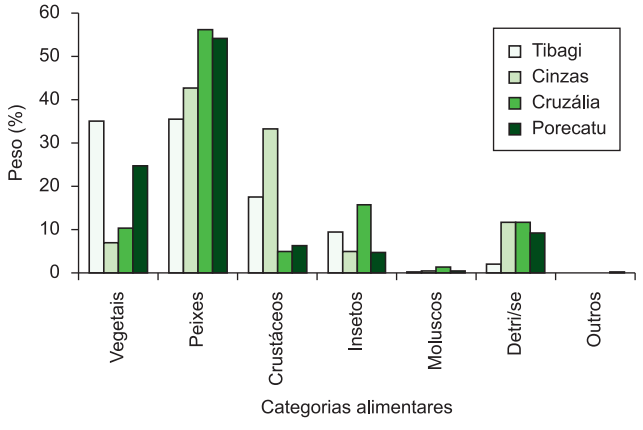

Figura 3. Percentuais em peso das categorias alimentares utilizadas pelos peixes, no total, nos quatro trechos do reservatório Capivara, no período maio/2001 a abril/2002.

Figure 3. Percentage by weight of food categories consumed by fish, in total, in the Capivara reservoir stretches, in the period May 2001 to April 2002.

Tabela 1. Número de exemplares das espécies de peixes coletados nos quatro trechos do reservatório Capivara, no período de maio/2001 a abril/2002.
Table 1. Number of individuals of the fish species collected in four stretches from Capivara reservoir, period May/2001 to April/2002.

Espécies	Tibagi		Cinzas		Cruzália		Porecatu	
1. *Acestrorhynchus lacustris* (Reinhardt, 1874)	13	46	22	32	26	81	14	36
2. *Ageneiosus mititaris* Valenciennes, 1836	0	1	4	7	0	0	0	0
3. *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879)	1	1	5	111	3	39	16	130
4. *Apareiodon piracicabae* (Eigenmann, 1907)	0	1	10	88	7	26	3	16
5. *Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903	0	2	6	79	1	4	0	0
6. *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000	18	21	40	300	59	107	49	226
7. *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006	4	4	0	21	3	25	69	181
8. *Crenicichla britskii* Kullander, 1982	6	7	7	7	1	1	1	14
9. *Crenicichla niederleinii* (Holmberg, 1891)	0	2	2	23	7	7	0	13
10. *Cyphocharax modestus* (Fernandez-Yepez, 1948)	0	1	2	5	0	0	0	1
11. *Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1847)	5	9	7	15	0	0	2	3
12. *Galeocharax knerii* (Steindachner, 1879)	1	5	5	8	0	1	1	2
13. *Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983	10	10	0	0	0	0	0	0
14. *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758	1	6	3	11	0	0	0	1
15. *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)	10	29	4	17	0	9	1	3
16. *Hyphesobrycon eques* (Steindachner, 1882)	17	54	0	72	0	0	0	9
17. *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824)	0	0	0	2	0	0	9	22
18. *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)	1	23	14	52	0	0	0	0
19. *Hypostomus iheringii* (Regan, 1908)	0	0	1	1	0	0	0	0
20. *Hypostomus myersi* (Gosline, 1947)	0	0	1	1	0	0	0	0
21. *Iheringichthys labrosus* (Kröyer, 1874)	18	20	13	17	10	23	12	23
22. *Leporinus* sp.	3	8	0	5	0	0	0	0
23. *Leporellus vittatus* (Valenciennes, 1850)	0	1	1	1	0	0	5	6
24. *Leporinus elongatus* Valenciennes, 1849	5	8	3	3	2	3	0	1
25. *Leporinus friderici* (Bloch, 1794)	5	11	4	5	1	1	1	4
26. *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847)	9	9	0	3	0	1	0	1
27. *Leporinus striatus* Kner, 1859	0	3	1	9	0	0	0	0
28. *Loricaria prolixa* Isbrücker & Nijssen, 1978	0	0	2	2	0	0	0	0
29. *Loricariichthys platymetopon* Isbrücker & Nijssen,1979	37	148	51	95	101	228	10	18
30. *Metynnis maculatus* (Kner, 1860)	38	67	1	1	18	87	0	0
31. *Moenkhausia intermedia* (Eigenmann, 1908)	33	72	5	17	21	56	9	34
32. *Pimelodella avanhandavae* (Valenciennes, 1840)	0	0	6	6	0	0	0	0
33. *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803	19	28	15	20	52	70	10	13
34. *Pininampus pirirampu* (Spix, 1829)	3	6	2	6	1	1	2	8
35. *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)	96	169	39	53	41	104	32	70
36. *Pimelodus absconditus* Azpelicueta, 1995	0	0	2	2	0	0	0	0
37. *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)	0	2	2	12	0	0	0	0
38. *Rhynodoras d'orbigni* (Kroöyer, 1855)	2	3	12	13	0	0	0	0
39. *Porotergus ellisi* Alonso de Arámburu, 1957	1	1	5	18	0	0	0	0
40. *Schizodon altoparanae* Garavello & Britski, 1990	0	1	1	4	0	0	0	0
41. *Schizodon intermedius* Garavello & Britski, 1990	9	21	1	25	0	72	0	0
42. *Schizodon nasutus* Kner, 1859	4	12	5	30	9	10	28	45
43. *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915)	4	9	5	24	1	6	0	0
44. *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858	31	33	7	41	15	17	2	10
45. *Sorubim lima* (Bloch & Schneider, 1801)	0	0	0	2	0	0	0	0
46. *Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801)	1	1	1	1	0	0	0	0
47. *Steindachnerina insculpta* (Fernandez-Yepez, 1948)	9	41	66	135	28	113	39	51
48. *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896)	0	0	0	4	0	0	1	7
49. *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829)	41	57	0	2	10	12	0	0
Total exemplares coletados	-	953	-	1408	-	1104	-	948
Total exemplares com conteúdo	455	-	383	-	417	-	316	-
Total exemplares analisados	574	-	475	-	541	-	479	-

Tabela 2. Total de ocorrência (número) e peso (g) dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes, nos trechos do reservatório Capivara, no período maio/2001 a abril/2002.

Table 2. Total occurrence (number) and weigh (g) of the food items consumed by fish species, from Capivara reservoir stretches, period May/2001 to April/2002.

Alimentos	Tibagi		Cinzas		Cruzália		Porecatu	
	Ocor.	Peso	Ocor.	Peso	Ocor.	Peso	Ocor.	Peso
1. Restos vegetais	98	65,4	100	7,24	103	18,46	84	19,51
2. Sementes	20	11,4	8	3,44	14	2,45	7	0,04
3. Quirela	33	18,4	4	1,18	1	0,06	12	10,12
4. Sementes *Polygonum* sp.	7	4,5	1	0,73	1	0,18	1	0,38
5. Sementes Gramíneas	4	0,3	2	2,18	7	1,36	25	18,37
6. Trigo	10	20,7	0	0	0	0	0	0
7. Algas Filamentosas	3	0,3	22	2,76	16	6,45	21	9,43
8. *P. squamosissimus*	8	19,7	2	14,89	3	25,22	2	11,14
9. *S. marmoratus*	2	1	1	11,93	1	0,42	0	0
10. *S. insculpta*	2	33,7	2	7,56	0	0	0	0
11. *A. altiparanae*	0	0	0	0	3	36,25	2	0,95
12. *M. intermedia*	0	0	0	0	1	1,09	0	0
13. Restos peixes e N/I	61	40,3	62	72,59	63	93,32	45	57,35
14. *Apareidon*	1	0,8	0	0	0	0	4	20,53
15. *Acestrorhynchus*	1	1	0	0	0	0	0	0
16. Cichlidae	1	6,2	0	0	0	0	0	0
17. *S. nasutus*	1	9,2	0	0	0	0	0	0
18. *S.spilopleura*	1	0,7	0	0	0	0	0	0
19. *Cichla*	3	10,3	0	0	1	1,74	8	36,63
20. Camarão	114	56,7	71	82,64	19	11,67	53	12,21
21. Copepoda	9	0	28	0,25	15	0,07	24	0,96
22. Cladocera	53	2,9	26	0,17	35	0,88	13	0,77
23. Ostracoda	59	1	12	0,12	74	1,21	19	0,18
24. Restos crustáceos e N/I	19	0,4	3	0,04	14	0,28	3	0,62
25. Coleoptera	14	1,4	9	0,35	15	3,88	5	0,1
26. Odonata	22	4,4	5	0,88	26	7,23	18	2,13
27. Hemiptera	7	0,9	1	0,01	5	0,37	1	0
28. Ephemeroptera	34	17	25	3,99	30	6,52	16	0,78
29. Hymenoptera	6	1,6	2	0,24	8	1,25	9	0,09
30. Chironomidae	33	2,3	47	1,12	73	9,24	40	4,64
31. Outros Diptera	17	0,9	7	0,35	29	0,73	16	0,62
32. Ceratopogonidae	5	0,1	10	0,07	19	0,15	16	0,68
33. Caoboridae	13	0,7	4	0,02	2	0,01	3	0,04
34. Orthoptera	2	1,2	0	0	0	0	0	0
35. Trichoptera	2	0,1	23	5,18	24	3,43	7	0,38
36. Restos insetos e N/I	33	2,3	73	3,92	82	11,34	48	1,64
37. Gastropoda	9	0,4	5	0,07	22	3,54	10	0,91
38. Bivalvia	12	0,3	14	0,87	0	0	4	0,04
39. Detrito	61	6,5	193	25,62	177	28,41	130	16,97
40. Sedimento	27	0,5	121	3,3	130	4,29	96	4,51
41. Outros animais	8	0,3	13	0,11	11	0,22	8	0,1
Total ocorrências	815	-	896	-	1024	-	750	-
Total peso	-	345,8	-	253,8	-	281,7	-	232,8
Número itens consumidos	39	-	31	-	32	-	32	-

A análise dos componentes principais, por composição percentual, distinguiu os alimentos que mais contribuíram para a construção dos eixos em cada trecho. O primeiro eixo explicou 90,2% da variação total. Nos dois primeiros eixos os itens das categorias Peixes, Moluscos e Outros tiveram ocorrências semelhantes nos quatro trechos. No entanto, é possível verificar uma variação espacial no consumo de itens de outras categorias, o que gerou um padrão de discriminação para cada trecho. No trecho Tibagi a maior ocorrência foi dos itens da categoria Crustáceos, em Cinzas a tendência da categoria Insetos e, em Porecatu e Cruzália foi o alimento Detrito que discriminou estes dois trechos (Figura 4).

Através da dieta das principais espécies de peixes nos quatro trechos, com os valores dos itens alimentares (agrupados em amplas categorias) calculados pelo IAi, foram identificadas seis categorias tróficas. No trecho Tibagi, com as 14 espécies selecionadas, as seis categorias foram identificadas: carcinófaga, detritívora, herbívora, insetívora, onívora e piscívora. No trecho Cinzas 10 espécies foram incluídas em cinco categorias, não ocorrendo nenhuma espécie onívora. Nos trechos Cruzália e Porecatu, foram analisadas 11 e 12 espécies, respectivamente, foram identificadas apenas quatro categorias, não ocorrendo as carcinófaga e onívora (Tabela 3).

As proporções de indivíduos das espécies foram classificadas em categorias tróficas distintas em cada trecho. No trecho Tibagi foi alto o número de indivíduos que consumiram os itens camarão e detrito, mas apenas duas espécies foram classificadas como carcinófagas e detritívoras. No trecho Cinzas as espécies detritívoras dominaram em número de espécies e de indivíduos, e as insetívoras ocuparam o segundo lugar. No trecho Cruzália, as espécies detritívoras predominaram em número de indivíduos, seguidas pelas insetívoras. No trecho Porecatu predominaram em número de indivíduos as herbívoras e as piscívoras, seguidas das detritívoras e as insetívoras. (Figura 5).

Astyanax altiparanae, *Moenkhausia intermedia* e *Pimelodus maculatus*, consideradas generalista/oportunistas (sensu Gerking 1994) se destacaram por apresentar diferentes hábitos alimentares conforme o trecho analisado. *Plagioscion squamosissimus*, piscívora em Porecatu e Cruzália, comportou-se como carcinófaga nos trechos Tibagi e Cinzas.

Houve maior número de espécies insetívoras em Cruzália, de piscívoras em Tibagi e de detritívoras em Porecatu e Cinzas. A composição das principais espécies de peixe em abundância de exemplares foi distinta em cada trecho e, em cada um, houve predomínio de três espécies, com estrutura trófica também distinta. Em Cruzália, *Loricariichthys platymetopon* (detritívora), *A. altiparanae* (insetívora) e *P. squamosissimus* (piscívora); em Tibagi, *P. squamosissimus* (carcinófaga), *L. platymetopon* (detritívora) e *M. intermedia* (carcinófaga); em Porecatu, *A. altiparanae* (herbívora), *Cichla monoculus* (piscívora) e *Apareiodon affinis* (detritívora), em Cinzas, *A. altiparanae* (insetívora), *S. insculpta* (detritívora) e *L. platymetopon* (detritívora).

Discussão

O reservatório Capivara, caracterizado como de grande porte e entre os mais antigos do Brasil, neste estudo tem registrado pela primeira vez os recursos alimentares consumidos pelas principais espécies de peixes, em quatro trechos distintos. Foi constatado que em cada trecho os alimentos consumidos em ocorrência, ou em quantidade foram distintos. Entre os alimentos, os de origem alóctones utilizados pelos peixes do reservatório Capivara foram restos de cultivos (milho, soja e trigo) provenientes das terras adjacentes, o que diferiu dos reservatórios de menor porte e antigos investigados, onde os insetos terrestres tiveram importância como alimento para os peixes, como mostrado em uma síntese, em 24 reservatórios da bacia do Rio Paraná e áreas limítrofes, em estudo realizado por Fugi et al. (2005), em que foram registrados os recursos alimentares consumidos por 135 espécies de peixes. Estes autores verificaram maior quantidade de itens das categorias peixes e insetos terrestres consumidos pelos peixes, na maioria destes reservatórios.

Entre os reservatórios antigos do Brasil, o reservatório Capivari da bacia litorânea do Estado do Paraná, Abelha et al. (2005) constataram importante contribuição de itens alóctones na alimentação dos peixes, provenientes da vegetação no seu entorno. Dias et al. (2005) investigaram o reservatório de Lajes formado em 1908, na bacia do Rio Paraíba, e verificaram as principais espécies de peixes utilizando itens alimentares autóctones e alóctones, sendo os alimentos provenientes da coluna d'água (microcrustáceos) e do ecótono água/floresta nas áreas marginais constituídas de cobertura vegetal da Mata Atlântica.

Nos reservatórios recém construídos, Hahn et al. (1997) analisaram o reservatório de Segredo, após o primeiro ano de fomação, verificando os principais alimentos de 32 espécies de peixes. Neste reservatório, em ordem de importância, os recursos alimentares consumidos foram: insetos, vegetais, outros invertebrados, detritos/sedimento, peixes, algas e microcrustáceos. Estes autores citam que

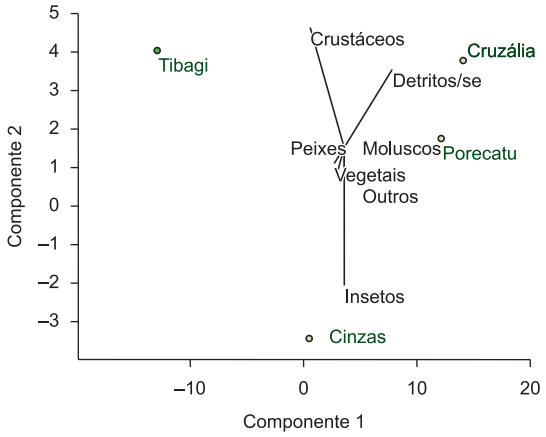

Figura 4. Projeções dos valores da composição percentual das categorias alimentares consumidas pelos peixes nos eixos 1 e 2, pela análise de componentes principais (ACP), nos quatro trechos do reservatório Capivara.

Figure 4. Projections of values of percentage composition of food categories, consumed by fish in the axes 1 and 2, by the principal components analysis (PCA), in the Capivara reservoir stretches.

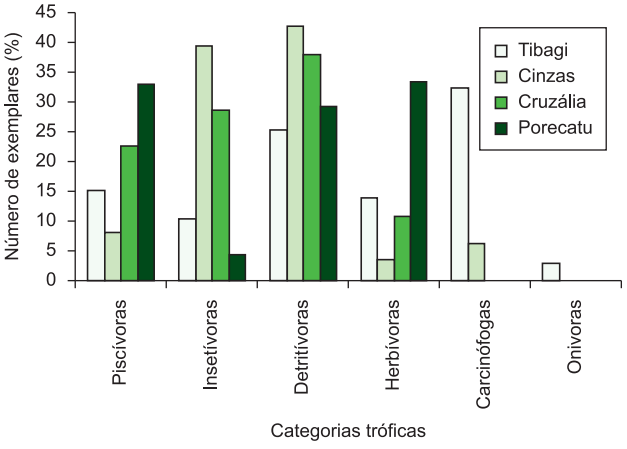

Figura 5. Estrutura trófica calculada pelo número de exemplares das espécies de peixes principais.

Figure 5. Trophic structure calculated by the number of the main species fish specimens.

Tabela 3. Número de exemplares das principais espécies de peixes coletadas nos trechos do reservatório Capivara, no período maio/2001 a abril/2002. Classificação em categorias tróficas, baseada nos valores do Índice Alimentar (IAi).

Table 3. Number of individuals of principal fish species collected in the Capivara reservoir stretches, period May/2001 to April/2002. Classification in trophic categories based on the values of the Alimentary Index (IAi).

Espécies	Trechos estudados							
	Tibagi		Cruzália		Porecatu		Cinzas	
	N	Categoria	N	Categoria	N	Categoria	N	Categoria
Apareiodon affinis	-	-	-	-	130	Detritíviora	-	-
Apareiodon piracicabae	-	-	-	-	-	-	88	Detritívora
Acestrorhynchus lacustris	43	Piscívora	81	Piscívora	36	Piscívora	69	Piscívora
Astyanax altiparanae	22	Onívora	107	Insetívora	242	Herbíbora	306	Insetívora
Cichla monoculus	-	-	-	-	179	Piscívora	-	-
Geophagus brasiliensis	-	-	-	-	22	Detritívora	-	-
Hoplias malabaricus	29	Piscívora	-	-	-	-	-	-
Hypostomus ancistroides	-	-	-	-	-	-	49	Detritívora
Iheringichthys labrosus	20	Insetívora	23	Insetívora	24	Insetívora	-	-
Leporinus friderici	11	Herbívora	-	-	-	-	-	-
Loricariichthys platymetopon	148	Detritívora	228	Detritívora	18	Detritívora	95	Detritívora
Metynnis maculatus	63	Herbívora	87	Herbívora	-	-	-	-
Moenkhausia intermedia	72	Carcinófaga	57	Insetívora	34	Detritívora	-	-
Pimelodus maculatus	28	Herbívora	70	Insetívora	13	Insetívora	20	Insetívora
Pinirampus pirinampu	8	Piscívora	-	-	-	-	-	-
Plagioscion squamosissimus	168	Carcinófaga	105	Piscívora	69	Piscívora	53	Carcinófaga
Rhinodoras d'orbigny	-	-	-	-	-	-	13	Insetivora
Serrasalmus spilopleura	33	Piscívora	17	Piscívora	-	-	-	-
Schizodon nasutus	-	-	10	Herbívora	45	Herbívora	30	Herbívora
Steindachnerina insculpta	40	Detritívora	113	Detritívora	48	Detritívora	136	Detritívora
Triportheus angulatus	57	Insetívora	-	-	-	-	-	-
Nº de exemplares das espécies capturadas	742	-	898	-	860	-	859	-

as fontes alóctones são importantes na estruturação da comunidade de peixes nesta etapa, logo no início da formação do reservatório. Os resultados distintos nos trechos do reservatório Capivara, que em maior peso foram representados por itens da categoria peixes e, em ocorrência os itens das categorias detrito e insetos aquáticos foram os de maior importância em três dos trechos, crustáceos e insetos aquáticos em um dos trechos.

Dentre as 21 espécies de peixes principais estudadas entre os quatro trechos, as espécies detritívoras e piscívoras foram encontradas em maior número. Esses resultados são semelhantes aos que geralmente são encontrados em outros reservatórios mais antigos, como sumarizados por Araújo-Lima et al. (1995) e em estudos mais recentes realizados por Agostinho et al. (2007). No entanto, quando as espécies foram consideradas por número de indivíduos e por trecho, foi verificada uma composição trófica distinta e as espécies dominantes foram em número de apenas três, que totalizaram mais da metade do número de indivíduos capturados, tendo sempre uma das introduzidas entre as três espécies, em cada trecho.

Entre as espécies de peixes principais nos quatro trechos, três são alóctones às bacias dos Rios Paranapanema e Tibagi: *C. monoculus*, *P. squamosissimus* e *T. angulatus*. Segundo Gomes & Miranda (2001), elas estão listadas entre as poucas espécies adaptadas aos ambientes lacustres. Esses autores constataram que, das três, apenas *P. squamosissimus* tornou-se abundante em todos os reservatórios em que foi introduzida. Neste estudo, essa espécie foi capturada em todos os trechos analisados. *Cichla monoculus* figurou entre as principais, apenas no trecho Porecatu e *T. angulatus* apenas em Tibagi.

As outras espécies figurantes entre as principais foram as nativas generatistas *A. altiparanae*, *M. intermedia* e *P. maculatus*. Também foram registradas nos principais reservatórios investigados por Dias & Garavello 1998; Hahn et al. 1998; Andrian et al. 2001 e Cassemiro et al. 2002. Estas espécies se caracterizam por apresentar espectro alimentar amplo, compondo suas dietas com alimentos de origem vegetal e animal. Os alimentos utilizados podem revelar características dos reservatórios que estão habitando, pois são classificadas segundo o conceito (sensu Gerking 1994) como espécies oportunistas. Nos trechos estudados, estas espécies podem estar variando a dieta em função das condições resultantes de ações antrópicas e dos usos das áreas adjacentes, pois estão entre as espécies que melhor aproveitam a abundância de recursos sazonais e de origem alóctone (Lobón-Cerviá & Bennemann 2000).

A estrutura trófica esteve relacionada com as características ambientais de cada trecho. No trecho Cruzália, formado por baías do reservatório de Capivara, caracteriza-se como ambiente lêntico e é o mais raso entre os trechos analisados. Neste trecho, está refletido o que relata Agostinho et al. (1999), que em reservatórios antigos e rasos, com menos de 10 m de profundidade, os alimentos encontrados em maior abundância são insetos e detritos. As espécies *L. platymetopon* (detritívora) e *A. altiparanae* (insetívora) foram as de maior abundância. Essas espécies, junto com *P. squamosissimus*, classificada como piscívora, representaram mais de 50% dos indivíduos ali coletados. Outras espécies como a piscívora *Serrasalmus maculatus* e a herbívora *Metynnis maculatus* também ocorreram em abundância, entre as principais, nesse trecho e em Tibagi, ambos caracterizados

por apresentarem menor profundidade e macrófitas aquáticas em maior quantidade. O trecho Tibagi distingue-se por ser um ambiente de transição entre rio e reservatório, e neste trecho foi encontrado maior número de itens alimentares, bem como de categorias tróficas.

Já, no trecho Porecatu *A. altiparanae*, a mais abundante no local foi classificada como herbívora, pois consumiu quirela (milho quebrado usado como ceva) como alimento principal, diferente do trecho Cruzália onde foi considerada insetívora. No trecho Porecatu as áreas marginais são constantemente utilizadas por pescadores, que jogam este alimento no reservatório. *Pimelodus maculatus*, também foi classificada como herbívora em Tibagi, ingeriu, nesse trecho, além de quirela, sementes de milho e soja, culturas cultivadas alternadamente durante o ano, na totalidade de sua área marginal.

Plagioscion squamosissimus, considerada oportunista nos trechos Tibagi e Cinzas, teve sua dieta composta predominantemente por camarão, o que a incluiu na categoria carcinófaga, embora tenha mantido os itens da categoria peixes como um recurso importante de sua dieta. Nos outros trechos foi classificada como piscívora, pois os itens da categoria peixes foram seus principais alimentos. Investigando a dinâmica trófica dessa espécie nos Rios Tibagi e Paranapanema, Bennemann et al. (2006) constataram que o camarão *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862), espécie introduzida, foi o principal item consumido por ela em determinados locais. Esta espécie de camarão utilizada por *P. squamosissimus*, também se estabeleceu e está bem-sucedida nos Rios Tibagi e Paranapanema. Enquanto que, as espécies nativas que servem de suas presas estão se alimentando de detritos, insetos aquáticos e de alguns itens alóctones sazonais introduzidos pelos pescadores, ou, levados para o reservatório, em conseqüência dos cultivos de milho, trigo e outros, realizados em seu entorno.

A estrutura trófica do reservatório Capivara, que já possui mais de 30 anos e considerado antigo, foi composta por diferentes números de espécies de peixe e categorias tróficas em cada um dos trechos estudados. A maior ocorrência de determinados alimentos consumidos pelos peixes está relacionada com as três espécies de maior abundância em cada trecho: em Tibagi fizeram parte duas carcinófagas e uma detritivora; em Cinzas uma insetívora e duas detritívoras; em Cruzália uma detritívora, uma insetívora e a outra carcinófaga e em Porecatu, uma de cada categoria herbívora, piscívora e detritivora. Entre as três de maior abundância as espécies consideradas oportunistas representaram a maioria, mostrando a tendência que Hahn & Fugi (2007) destacam, que as espécies generalistas tendem a predominar, ao longo do tempo, nestes ambientes.

Entre as espécies piscívoras, apenas no reservatório propriamente dito, no trecho Porecatu, houve participação desta categoria entre as três de maior abundância. Em estudos sobre a alimentação e estrutura trófica de peixes em reservatórios antigos realizados por Williams et al. (1998), por Dias et al. (2005), por Abelha et al. (2005), por Mol et al. (2007) e por Agostinho et al. (2007) foi verificada uma tendência em ter poucas espécies bem estabelecidas, onde as piscívoras e introduzidas se destacam.

Agradecimentos

A Oscar Akio Shibatta pela identificação das espécies de peixe, a Mário Luis Orsi (MZUEL) pela organização coordenação das coletas, aos técnicos: Edson Santana e Aparecido de Souza pelas coletas dos peixes. Ao convênio FUEL/UEL/DUKE ENERGY pelo suporte financeiro e ao IBAMA pela licença (Nº 083/2003).

Referências Bibliográficas

ABELHA, M.C.F., GOULART, E. & PERETTI, D. 2005. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembléia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, orgs.). RiMa Editora, São Carlos, p.197-209.

AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. & SUSUKI, H.I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognosis on aging. In Theoretical reservoir ecology and its application (J.G. Tundisi & M. Straskraba, eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos, p.227-265.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007. Os reservatórios brasileiros. In Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil (A.A. Agostinho, L.C. Gomes, & F.M. Pelicice, eds.). Eduem, Maringá, p.39-97.

ANDRIAN, I.F., SILVA, H.B.R. & PERETTI, D. 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. Acta Sci. 23(2):435-440.

ARAÚJO-LIMA, A.R.M., AGOSTINHO, A.A. & FABRÉ, N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In Limnology in Brazil (J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo, & T. Matsumura-Tundisi, eds.). ABC; SBL, Rio de Janeiro, p.105-136.

BENNEMANN, S.T. & SHIBATTA, A.O. 2002. Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi. In A bacia do rio Tibagi (M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta & J.A. Pimenta, orgs.). Eduel, Londrina, p.433-442.

BENNEMANN, S.T., SHIBATTA, O.A. & GARAVELLO, J.C. 2000. Peixes da bacia do rio Tibagi: uma abordagem ecológica. Eduel, Londrina.

BENNEMANN, S.T., CAPRA, L.G., GALVES, W. & SHIBATTA, A.O. 2006. Dinâmica trófica de *Plagioscion squamosissimus* (Perciforme, Sciaenidae) em trechos de influência da represa Capivara (Rios Paranapanema e Tibagi). Iheringia, Sér. Zool. 96(1):115-120.

CARVALHO, E.D. & SILVA, V.F.B. 1999. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim. In Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais (R. Henry, ed.). Fundibio, Botucatu, p.771-799.

CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 63(2):213-222.

CASSEMIRO, F.A.Z., HAHN, N.S. & FUGI, R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Ostheichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, estado do Paraná, Brasil. Acta Sci. 24(2):419-425.

CASTRO, J.R., FORESTI, F. & CARVALHO, E.D. 2003. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, estado de São Paulo, Brasil. Acta Sci. 25(1):63-70.

DIAS, A.C.M.I., BRANCO, C.W.C. & LOPES, G. 2005. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. Acta Sci. 27(4):355-364.

DIAS, J.H. & GARAVELLO, J.C. 1998. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, São Paulo, Brasil. Verh. Int. Verein. Limnol. 26:2228-2231.

DUKE ENERGY INTERNATIONAL. 2003. Peixes do rio Paranapanema. Ed. Horizonte Geográfico, São Paulo.

FUGI, R., HAHN, N.S., LOUREIRO-CRIPPA, V.E. & NOVAKOWSKI, G.C. 2005. Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. In Biocenoses em reservatórios padrões espaciais e temporais (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, orgs.). Rima, São Carlos, p.185-195.

GERKING, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. Academic Press, San Diego.

GOMES, L.C. & MIRANDA, L.E. 2001. Riverine characteristics dictate composition of the fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná river basin. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17:67-76.

HAHN, N.S., FUGI, R., ALMEIDA, V.L.L., RUSSO, M.R. & LOUREIRO-CRIPPA, V.E. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de segredo. In Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo (A.A. Agostinho & L.C. Gomes, eds.). Eduem, Maringá, p.41-162.

HAHN, N.S., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & BINI, L.M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipú (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de formação. Interciencia 23(5):299-305.

HAHN, N.S. & FUGI, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. Oecol. Bras. 11(4):469-480.

HAMMER, O.; HARPER, D.A. & RYAN, P.D. 2004. PAST – Paleontological Statistics ver.1.12 Disponível em http://www.folk.uio.no/ohammer/past (último acesso em 12/07/2006).

HOFFMANN, A.C., ORSI, M.L. & SHIBATTA, O.A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema. Bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. Iheringia, Sér. Zool. 95(3):319-325.

HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. J. Fish Biol. 17:411-429.

KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Bol.Inst. Oceanogr. 29(2): 205-207.

KELMAN, J., PEREIRA, M.V.F., NETO, T.A.A. & SALES, P.R.H. 2002. Hidreletricidade. In Águas doces no Brasil Capital ecológico, uso e conservação (A. Rebouças, B. Braga & J.G.Tundisi, orgs.). Escrituras Editora, São Paulo, p.371-418.

LOBÓN-CERVIÁ, J. & BENNEMANN, S.T. 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in rio Tibagi (Paraná, southern Brazil). Arch. für Hydrobiol. 149(2):285-306.

MOL, J.H., MÉRONA, B., OUBOTER, P.E. & SAHDEW, S. 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. Neotrop. Ichthyol. 5(3):351-368.

TEIXEIRA, I. & BENNEMANN, S.T. 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. Biota Neotrop. 7(2):67-76.

WILLIAMS, J.D., WINEMILLER, K., TAPHORN, D.C. & BALBAS, L. 1998. Ecology and status of piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. North Amer. J. Fish. Manag. 18:274-285.

Recebido em 01/02/2010
Versão reformulada recebida em 08/10/2010
Publicado em 21/01/2011

Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná

Ricardo Augusto Gorne Viani[1,6], Julio César Costa[2], Adriana de Fátima Rozza[3],

Luis Vicente Brandolise Bufo[4], Marcelo Antonio Pinho Ferreira[1] & Ana Cláudia Pereira de Oliveira[5]

[1]Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP13083-970, Campinas, SP, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais, Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo – USP, CP 09, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil
[3]Engenheira de Meio Ambiente da Petrobrás – Refinaria Presidente Bernardes Cubatão, Pça. Marechal Stenio Caio de Albuquerque Lima, n. 1, CEP 11555-900, Cubatão, SP, Brasil
[4]Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo – USP, CP 09, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil
[5]Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Campus Universitário, CEP 59072-970, Natal, RN, Brasil, www.ufrn.br/ufrn/
[6]Autor para correspondência: Ricardo Augusto Gorne Viani, e-mail: ragviani@yahoo.com.br

VIANI, R.A.G., COSTA, J.C., ROZZA, A.F., BUFO, L.V.B., FERREIRA, M.A.P. & OLIVEIRA, A.C.P. **Floristic and structural characterization of forest remnants in Quedas do Iguaçu, Southeastern Paraná**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01911012011.

Abstract: The Southwestern region of Paraná State is an area of great ecological relevance because it represents an ecotone between two important forest types of the Brazilian south-southeastern region: the Seasonal Semideciduous Forest (SSF) and the Araucaria Forest (AF). Despite its importance, there is a lack of floristic surveys and vegetation studies in this region. In this study, we assessed floristic and structural attributes of the vegetation at three different native forest sites, located in Quedas do Iguaçu, Paraná State. Moreover, we made a phytogeografical characterization of the studied forests, based on the data we collected, and on the list of species surveyed in other 52 studies in SSF and AF of Brazil. Samples were taken using the point-centered-quarter method. All individuals with diameter at breast height ≥ 5 cm were identified to the species level. Together, 128 species were found. Within sites, the number of species varied from 63 to 78. The three areas are distinguished with respect to structure and most abundant species. In addition, the areas differed with respect to the degree of influence of SSF and AF on their floristic composition. Comparatively, the lower altitude area, located in Iguaçu River's valley, has more elements of SSF on its floristic composition, while the other two areas, located in higher altitude areas, are more influenced by AF, with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze on their list of species.
Keywords: *Seasonally Dry Forest, Araucaria Forest, flora, phytogeography, Atlantic Forest.*

VIANI, R.A.G., COSTA, J.C., ROZZA, A.F., BUFO, L.V.B., FERREIRA, M.A.P. & OLIVEIRA, A.C.P. **Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01911012011.

Resumo: O sudoeste paranaense localiza-se na transição entre a Floresta Estacional Semidecidual (FES) e a Floresta Ombrófila Mista (FOM), numa região de grande relevância ecológica, por conter duas importantes formações florestais do sul-sudeste brasileiro. Entretanto, essa mesma região é marcada pela escassez de levantamentos florísticos e de caracterização da vegetação. Nesse trabalho é feita a caracterização florística e estrutural de três áreas de vegetação nativa, localizadas em Quedas do Iguaçu, sudoeste do Paraná, na bacia do rio Iguaçu. Além disso, foi feita a caracterização fitogeográfica das florestas estudadas, com base nos dados coletados e na listagem de espécies amostradas em outras 52 áreas de FES ou FOM do Brasil. Em cada uma das três áreas estudadas, a vegetação arbustivo-arbórea (diâmetro à altura do peito ≥ 5 cm) foi caracterizada por meio da alocação de pontos quadrantes. No total foram encontradas 128 espécies, com variação entre 63 a 78 para cada área. Cada área apresentou distinção quanto à estrutura e às espécies mais abundantes. Além disso, as áreas se distinguem quanto ao grau de influência da FES e da FOM em sua composição florística. Comparativamente, a área de menor altitude, localizada no vale do Rio Iguaçu, apresenta mais elementos de FES em sua composição florística, enquanto as outras duas áreas, localizadas em trechos mais elevados, têm maior influência da FOM, contando inclusive com a ocorrência de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze.
Palavras-chaves: *Floresta Estacional, Mata de Araucária, flora, fitogeografia, Mata Atlântica.*

Introdução

A Mata Atlântica ocupava originalmente cerca de 1,5 milhões de km^2 e aproximadamente 13% do território nacional, sendo o terceiro maior bioma do país em área ocupada (IBGE 2004). Em virtude de seu elevado grau de endemismo (ver Stehmann et al. 2009), da alta diversidade biológica que abriga, da alta taxa de desmatamento já ocorrida, sendo que restam cerca de 11 a 16% do bioma (Ribeiro et al. 2009), e do alto grau de ameaça por degradação antropogênica a que está submetida, a Mata Atlântica faz parte dos 25 hotspots mundiais, considerados prioritários para a conservação da biodiversidade global (Myers et al. 2000).

Dentre as subformações da Mata Atlântica, destacam-se nas áreas interioranas das regiões sul e sudeste, a Floresta Estacional Semidecidual (FES) e a Floresta Ombrófila Mista (FOM). A FES, como subformação da Mata Atlântica, distribui-se numa faixa de ampla latitude, sendo encontrada em porções do Paraguai e da Argentina e em todas as regiões do país, com exceção da região Norte. A ocorrência desta formação vegetacional esta condicionada a uma dupla estacionalidade climática, com uma estação mais seca ou fria no inverno, quando 20-50% das árvores do dossel perdem as folhas (Veloso 1992). A FOM ou Mata de Araucária ocorre em áreas frias e altas do Planalto Meridional da região sul e da província de Missiones na Argentina, com pequenas disjunções florísticas situadas nas serras do Mar e da Mantiqueira, na região sudeste do Brasil. Dentre outros aspectos, a FOM caracteriza-se pela presença da *Araucaria angustifolia* e de espécies de *Drymis* e *Podocarpus* (Veloso 1992). Embora a FES e a FOM sejam, em zona extralitorânea, as duas formações florestais mais representativas da região sul-sudeste do Brasil, ambas estão severamente ameaçadas, pois as condições de relevo e solo favoráveis à expansão da agricultura conduziram a taxas elevadas de conversão de florestas em áreas agrícolas (Dinerstein et al. 1995, Di Bitetti et al. 2003).

A Mata Atlântica cobria originalmente 98% da área do estado do Paraná. No entanto, em 2008 esse valor já havia sido reduzido para menos de 11% (Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2009), representado principalmente pelo maciço de vegetação nativa ainda existente na Costa Atlântica do extremo leste. Nas porções norte e oeste do interior do estado, a Mata Atlântica é representada principalmente pela FES (Maack 1981, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná 2001), na qual se destacam, pela abundância e/ou dominância, *Aspidosperma polyneuron*, *Gallesia integrifolia*, *Sorocea bonplandii* e membros das famílias Fabaceae, Meliaceae e Moraceae (Dias et al. 2002). Já na porção centro-sul do estado do Paraná, a FOM é a fitoformação predominante, havendo, portanto, a ocorrência de *Araucaria angustifolia* e de muitas espécies das famílias Lauraceae e Myrtaceae (Dias et al. 2002, Kozera et al. 2006).

Ainda no estado do Paraná, a FES e a FOM constituem uma região de transição (ecótono), dentro da qual existe uma gradação da composição florística e da estrutura da floresta, supostamente condicionada pelo clima e, consequentemente, influenciada pela latitude e altitude (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná 2001). Assim como as áreas de FES e FOM, essas regiões de transição também foram afetadas pela expansão agrícola e encontram-se severamente ameaçadas pelo pequeno tamanho e acentuado nível de isolamento dos fragmentos florestais remanescentes, pela escassez de áreas protegidas e pela forte pressão antropogênica, ainda incidente sobre as florestas existentes (Conservation International do Brasil et al. 2000, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná 2001).

A porção mais baixa do rio Iguaçu, no sudoeste paranaense, corresponde a uma dessas regiões de contato entre a FES e a FOM. Mesmo abrangendo o Parque Nacional do Iguaçu, um dos primeiros a serem criados e uma das Unidades de Conservação mais conhecidas do Brasil, são escassos trabalhos que abordam a riqueza, a diversidade e a estrutura da vegetação remanescente nessa região. Entretanto, o conhecimento da flora nativa de uma determinada região tem papel fundamental na definição de estratégias de conservação da biodiversidade, além de ser um subsídio importante para a realização de pesquisa em diversas áreas do conhecimento. Nesse sentido, este estudo tem os seguintes objetivos: caracterizar florística e estruturalmente três remanescentes de vegetação nativa localizados numa região de transição entre a FES e a FOM no sudoeste do Paraná; e avaliar, por meio da análise de dados secundários coletados nos domínios da FES e da FOM, as espécies características destas formações e a presença de elementos da FES e da FOM na composição florística dos três remanescentes florestais estudados.

Material e Métodos

1. Áreas de estudo

Os levantamentos fitossociológicos foram conduzidos na Fazenda Rio das Cobras (25° 27' - 25° 36' S, 52° 44' - 53° 00' W), Quedas do Iguaçu, sudoeste do Paraná. Dos 24.000 ha da propriedade, aproximadamente 13.000 ha constituem vegetação natural, em diferentes graus de conservação, circundada por cultivos agrícolas anuais e reflorestamentos comerciais de *Pinus* spp. (Pinaceae) e *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). Embora fragmentados e com histórico de extração seletiva de madeira, os remanescentes florestais da propriedade contabilizam uma grande área, sendo considerados prioritários para a conservação da biodiversidade na região de domínio da Mata Atlântica (Di Bitetti et al. 2003).

A Fazenda Rio das Cobras localiza-se sobre o Terceiro Planalto Paranaense, subseção do Planalto de Guarapuava, sendo limitada ao sul pelo Rio Iguaçu e a leste pelo Rio das Cobras. A formação geológica local é originada do derrame de Trapp, ocorrido no período Triássico/Cretáceo. Os solos predominantes são o Latossolo Vermelho Férrico, nas áreas mais planas e o Nitossolo Vermelho Férrico associado à Neossolos Litólicos, nas porções mais declivosas e elevadas (Maack 1981, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná 2001). De acordo com a classificação de Koeppen, o clima é do tipo *Cfa,* ou seja, subtropical sem estação seca definida, com verões que variam de amenos a quentes (temperatura média do mês mais quente acima dos 22 °C) e com baixa frequência de geadas (Maack 1981). No entanto, em estudo realizado por Consórcio Silviconsult – Juris Ambientis (1995) é feita a ressalva que dados coletados em estação meteorológica situada em Quedas do Iguaçu indicam que o clima local é *Cfb*, ou seja, subtropical sem estação seca definida, com verões amenos (temperatura média do mês mais quente abaixo dos 22 °C), com ocorrência de geadas no inverno. A altitude média é de 513 m e o relevo regional é predominantemente ondulado, porém ao aproximar-se do rio Iguaçu, a altitude cai e o relevo torna-se mais acidentado e fortemente ondulado (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná 2001).

Dentro da propriedade foram escolhidas três áreas para a caracterização florística e estrutural da vegetação nativa. A Mata do Palmital (25° 33' S, 52° 58' W, cerca de 450 m de altitude), situada em encosta à margem do lago do reservatório da usina hidrelétrica Salto Osório, no rio Iguaçu; a Mata do Polonês (25° 29' S, 52° 53' W, cerca de 550 m de altitude), estendendo-se da margem do ribeirão Campo Novo até a encosta dos morros adjacentes; e a Reserva das Antas (25° 28' S, 52° 49' W, cerca de 550 m de altitude), localizada próxima a curso d'água e com presença de manchas com maior umidade do solo, em função da influência fluvial sazonal (Figura 1). Estas áreas foram selecionadas para o estudo por representarem diferentes altitudes da paisagem local (porção mais baixa localizada a margem do rio Iguaçu até porções mais elevadas nas encostas de morros) e por aparentemente apresentarem as melhores condições de regeneração e conservação dentre os remanescentes existentes na propriedade.

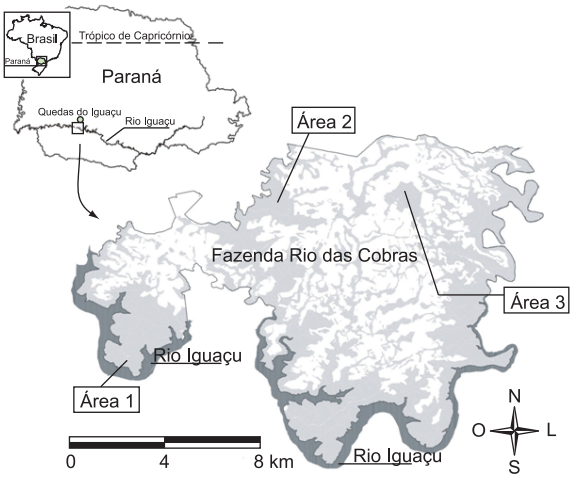

Figura 1. Localização geográfica da Fazenda Rio das Cobras, Quedas do Iguaçu, PR, com indicação das três áreas estudadas, sendo Área 1 a Mata do Palmital; Área 2 a Mata do Polonês; e Área 3 a Reserva das Antas. O cinza claro representa as áreas com vegetação nativa, o cinza escuro o rio Iguaçu e as áreas em branco dentro do mapa correspondem as áreas agrícolas.

Figure 1. Location of "Rio das Cobras" farm, Quedas do Iguaçu, PR, Brazil. Área 1: "Mata do Palmital"; Área 2: "Mata do Polonês"; and Área 3: "Reserva das Antas". The pale grey represents the native forest areas, the dark grey represents the Iguaçu River and the white areas inside the map are the lands used for agriculture.

2. Método de amostragem

O levantamento do estrato arbustivo-arbóreo nas três áreas foi feito por meio do método de Quadrantes (Martins 1991). Foram registrados todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. Indivíduos ramificados foram incluídos quando a soma da área da seção de cada ramificação à altura do peito (1,3 m) correspondia a uma seção única com DAP ≥ 5 cm.

Para a alocação dos pontos quadrantes foram utilizadas linhas paralelas, distanciadas aproximadamente 25 m uma das outras, com pontos de amostragem a cada 15 m. Pontos incidentes sobre áreas dominadas por bambuzais de *Guadua tagoara* (Nees) Kunth ou *Merostachys* spp. foram posteriormente descartados. Dessa forma, no total foram alocados 203 (812 indivíduos amostrados), 202 (808) e 195 (780) pontos quadrantes respectivamente na Mata do Palmital, na Mata do Polonês e na Reserva das Antas. A área amostral equivalente, estimada com base nas distâncias entre o centro do quadrante e as árvores amostradas em cada ponto (Martins, 1991), foi de 0,61 ha para a Mata do Palmital, 0,52 ha para a Mata do Polonês e 0,5 ha para a Reserva das Antas.

As plantas foram identificadas por comparação com materiais do acervo do herbário ESA (USP-ESALQ, Piracicaba), por consulta a bibliografia especializada ou com o auxílio de especialistas. As espécies amostradas foram agrupadas em famílias com base nas famílias existentes na APG III (Angiosperm Phylogeny Group 2009) para as angiospermas, em Smith et al. (2006) para pteridófitas e em Souza & Lorenzi (2008) para gimnospermas.

Foram calculadas a riqueza e o índice de diversidade de Shannon (H') de cada comunidade, sendo posteriormente elaboradas curvas de rarefação com reamostragens aleatórias no programa computacional *Ecosim*, de modo a permitir a comparação destes parâmetros entre as comunidades. O número de indivíduos perfilhados e de árvores mortas em pé foi comparado entre comunidades, duas a duas, por meio do teste Qui-quadrado (χ^2) com correção de *Yates* (GL = 1) e correção de Bonferroni para correção do valor crítico de p para comparações múltiplas. Foram obtidas ainda a densidade de indivíduos por hectare e a área basal de cada comunidade avaliada, bem como a densidade relativa das espécies em cada área de estudo. Para facilitar a comparação da flora das três áreas estudadas, foi elaborado diagrama de Venn, destacando o número de espécies exclusivas e comuns entre as áreas. Para verificar a ocorrência de espécies ameaçadas de extinção, comparou-se a lista de espécies obtida nesse levantamento com a lista oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção do Brasil (Instrução Normativa nº 6, de 23/09/2008), e com a lista das espécies vegetais ameaçadas, elaborada pela International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN 2009).

3. Compilação de dados secundários e caracterização fitogeográfica das áreas estudadas

Foram compilados os dados de 52 levantamentos fitossociológicos realizados em áreas de ocorrência de FES ou FOM na região sul do Brasil e nos estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul. Não foram incluídos nessa compilação estudos referentes a áreas de contato de FES ou FOM com outras formações vegetacionais (por exemplo, Floresta Ombrófila Densa e formações do bioma Cerrado), estudos com critério de inclusão dos indivíduos inferior a 3 cm de DAP e estudos realizados em áreas de transição entre FES e FOM. Considerando a indicação da formação vegetacional dada pelos autores, do total de levantamentos analisados, 26 são de FES e 26 de FOM (Figura 2, Tabela 1).

Com estes dados secundários foi montada uma matriz de presença e ausência das espécies nas áreas de FES e de FOM. Para a elaboração da matriz foram consideradas apenas as espécies identificadas em nível específico. A listagem de espécies foi conferida com relação à presença de sinonímias por meio da consulta do banco de dados W3 Tropicos, disponível no website do Missouri Botanical Garden (MOBOT 2009) e obras recentes que apresentam sinonímias para as espécies encontradas (ver Oliveira-Filho 2006).

A partir dessa matriz foram obtidas as frequências de cada espécie em FES e FOM. Espécies encontradas em uma única formação (FES ou FOM), em pelo menos cinco trabalhos (9,6% do total, 19,2% dos trabalhos de cada formação) foram denominadas típicas da formação de ocorrência. Já espécies que ocorreram nas duas formações, em pelo menos cinco trabalhos em cada (19,2% em cada formação e 19,2% do total) foram consideradas típicas às duas formações. Ressalta-se que, em função dos objetivos propostos neste estudo, estas comparações foram feitas apenas em relação à FES e à FOM, de modo que as espécies denominadas neste estudo como típicas de uma formação podem ter ocorrência em outros biomas e formações não incluídos na análise.

Por fim, para verificar uma maior influência de FES ou FOM na composição das áreas estudadas, foram realizadas comparações, por meio do teste Exato de Fisher com nível de significância de 10%, entre a proporção de espécies típicas de FES e FOM em cada comunidade estudada e a proporção de espécies típicas de FES e FOM encontrada no conjunto de estudos secundários compilados. O teste Exato de Fisher substitui o teste qui-quadrado quando há frequências inferiores a cinco. Dessa forma, a caracterização fitogeográfica dos três remanescentes florestais avaliados em Quedas do Iguaçu - PR, além de considerar os aspectos gerais e estruturais da vegetação, foi feita com base na ocorrência ou não de espécies apontadas como exclusivas da FES ou da FOM pela compilação dos levantamentos secundários selecionados.

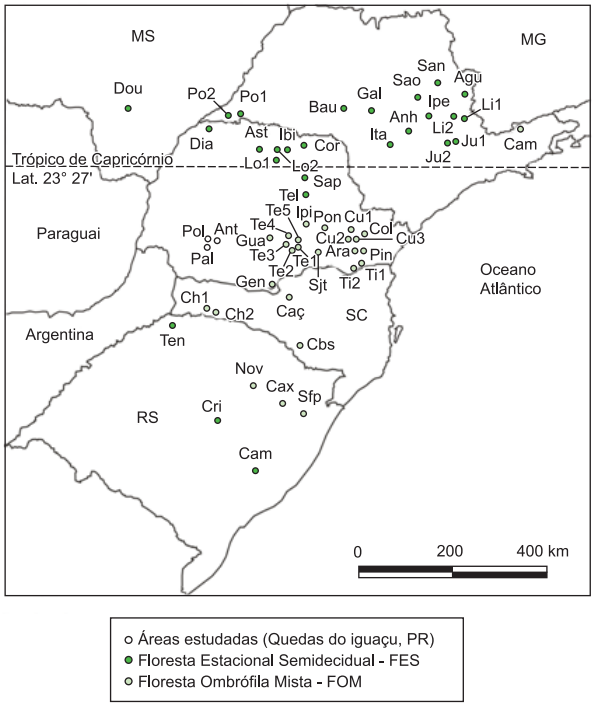

Figura 2. Localização dos levantamentos fitossociológicos realizados em área de FOM e/ou FES, utilizados para comparação florística com as áreas desse estudo. As siglas dos municípios correspondem aos códigos da Tabela 1.

Figure 2. Location of the phytosociological surveys made in Araucaria Forest (FOM) and/or Seasonal Semideciduous Forest (FES) areas used for the floristic comparison with the areas of this study. Codes for municipalities are described in Table 1.

Resultados e Discussão

1. Aspectos gerais da vegetação dos remanescentes estudados

O levantamento fitossociológico nas três áreas da Fazenda Rio das Cobras contabilizou 128 espécies arbustivo-arbóreas, pertencentes a 43 famílias botânicas (Tabela 2). As famílias mais ricas foram Fabaceae (16 espécies), Lauraceae (oito), Myrtaceae (sete) e Solanaceae (sete). Embora não nessa ordem, essas mesmas famílias se destacam como as mais ricas em FES e FOM de outras regiões do estado do Paraná (Dias et al. 2002) e também na Mata Atlântica como um todo (sensu lato) (ver Stehmann et al. 2009). Na Reserva das Antas destacam-se pela riqueza Fabaceae e Lauraceae com sete espécies cada, e na Mata do Polonês, Fabaceae com sete espécies, seguida de Lauraceae e Sapindaceae com cinco espécies cada. Na Mata do Palmital as famílias mais ricas foram Fabaceae (13 espécies), Meliaceae (seis) e Solanaceae (seis), entretanto, quando analisada a densidade de indivíduos, ganha destaque como a mais abundante, a família Arecaceae, com apenas duas espécies, mas com 22% do total de indivíduos amostrados, corroborando com resultados encontrados nas FES do baixo rio Tibagi, na região Norte do estado do Paraná (Dias et al. 2002).

Do total de espécies, cinco constam em listas de espécies ameaçadas de extinção, sendo que cada área estudada conta com pelo menos duas espécies ameaçadas (Tabela 2). *Araucaria angustifolia* encontra-se ameaçada tanto na listagem oficial de espécies ameaçadas do Brasil (Instrução Normativa nº 6, de 23/09/2008) quanto na listagem elaborada pela IUCN, nesta última na categoria "criticamente em perigo". *Euterpe edulis* também faz parte da listagem oficial de espécies ameaçadas do Brasil, enquanto *Aspidosperma polyneuron*, *Balfourodendron riedelianum* e *Cedrela fissilis* encontram-se na categoria "em perigo" da listagem elaborada pela IUCN. Vale ressaltar que, exceto *Euterpe edulis,* espécie de sub-bosque explorada pelo seu palmito comestível, todas as demais espécies ameaçadas encontradas referem-se a árvores de grande porte, frequentemente exploradas como madeireiras. Este aspecto, aliado a fragmentação florestal, causou uma redução significativa de suas populações, o que, por sua vez, representa um risco alto (categoria "em perigo") ou extremamente alto (categoria "criticamente em perigo") para a extinção destas espécies na natureza (IUCN 2009).

Com o esforço amostral empregado para o levantamento, a Mata do Palmital apresentou maior número de espécies que as demais áreas, seguida pela Reserva das Antas e pela Mata do Polonês (Figura 3, Tabela 3). A Mata do Palmital e a Mata do Polonês apresentaram índices de diversidade de Shannon (H') semelhantes (respectivamente 3,33 e 3,31 nats.indiv^{-1}) e superiores ao da Reserva das Antas (2,68 nats.indiv^{-1}) (Figura 3). Nessa última, a elevada densidade populacional de *Alsophila setosa* (Cyatheaceae), que representa 42,4% do total de indivíduos amostrados, gerou uma baixa equabilidade nos tamanhos das populações e, consequentemente, um menor valor de diversidade. As três áreas apresentaram espécies exclusivas, além de 23 espécies em comum (cerca de 18% do total de espécies) (Figura 4, Tabela 2). Entretanto, há considerável diferença nas espécies que são mais abundantes em cada área de estudo, de tal forma que apenas *Ocotea diospyrifolia*, nas três áreas, e *Lonchocarpus* aff. *campestris*, no Palmital e na Reserva das Antas, estão entre as 10 espécies de maior densidade relativa em mais de uma área.

Com relação à estrutura da vegetação, a elevada área basal obtida na Mata do Polonês (Tabela 3) é atribuída em parte à presença de um maior número de indivíduos com tronco perfilhado (Tabela 3, com Mata do Palmital $\chi^2 = 74,9$ e $p < 0,001$; com Mata do Polonês $\chi^2 = 79,7$ e $p < 0,001$; *p* crítico com correção de Bonferroni = 0,033), de diversas espécies, como *Trichilia elegans, Strychnos brasiliensis, Sebastiania brasiliensis, Matayba elaeagnoides, Diatenopteryx sorbifolia, Calliandra foliolosa, Campomanesia guaviroba, Allophylus edulis* e *Actinostemon concolor*. Um dos fatores prováveis para a presença de grande número de indivíduos perfilhados na Mata do Polonês é o histórico de perturbações antropogênicas, haja vista que a rebrota é uma estratégia de regeneração utilizada pelas plantas após eventos de distúrbio, quando esses não provocam a morte do indivíduo (Kammesheidt 1998, Dickinson et al. 2000, Rodrigues et al. 2004). Em relação ao número de árvores mortas em pé (Tabela 3), não foram encontradas diferenças significativas entre as três florestas estudadas (Mata do Palmital × Mata do Polonês: $\chi^2 = 2,5$ e $p = 0,113$; Mata do Palmital × Reserva das Antas: $\chi^2 = 3,0$ e $p = 0,082$; Mata do Polonês × Reserva das Antas: $\chi^2 = 2,2$ e $p = 0,134$; p crítico com correção de Bonferroni = 0,033). Entretanto, as árvores mortas alcançaram destaque nas três comunidades florestais estudadas, estando sempre entre as 10 primeiras em densidade relativa, quando incluídas na análise. Este fato foi constatado também em outros estudos em florestas tropicais do Brasil (e.g. Salis et al. 1994, Dias et al. 1998, Ivanauskas et al. 2002).

Individualmente, as áreas da Fazenda Rio das Cobras não se destacam pela riqueza de espécies. Fatores relacionados ao histórico de perturbações e de corte seletivo de espécies madeireiras nas últimas décadas contribuem para este fato (ver Consórcio Silviconsult-Juris Ambientis 1995). Embora haja limitações para a comparação da riqueza das áreas deste estudo com a de florestas levantadas em outros locais, em função principalmente da heterogeneidade da amostragem, é possível observar que os fragmentos da Fazenda Rio das Cobras,

Tabela 1. Listagem dos levantamentos florísticos e fitossociológicos da vegetação arbustivo-arbórea, utilizados para a comparação com as áreas desse estudo. CÓD = código da área, utilizado na Figura 2; Lat. = latitude; Long. = longitude; Alt. = altitude; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOM = Floresta Ombrófila Mista; e FES/FOM = região de contato entre as duas formações. O tipo de vegetação foi definido pelos próprios autores do estudo.

Table 1. Floristic and phytosociological surveys (shrub and trees) used to compare with the areas of this study. CÓD = area code (the same in Figure 2); Lat. = latitude; Long. = longitude; Alt. = altitude; FES = Seasonal Semideciduous Forest; FOM = *Araucaria* Forest; and FES/FOM = ecotonal zone between the two types of forest. Vegetation type was defined by the authors of each study.

CÓD	Localidade/Município	Lat. (S)	Long. (W)	Altitude (m)	Tipo de Vegetação	Fonte
PAL	Mata do Palmital	25° 33’	52° 58’	450	FES/FOM	Esse estudo
POL	Mata do Polonês	25° 29’	52° 53’	550	FES/FOM	Esse estudo
ANT	Reserva das Antas	25° 28’	52° 49’	550	FES/FOM	Esse estudo
AGU	Águas da Prata-SP	21° 55’	46° 42’	885	FES	Toledo Filho et al. (1993)
ANH	Anhembi-SP	22° 40’	48° 10’	750	FES	César & Leitão-Filho (1990)
AST	Astorga-PR	23° 10’	51° 40’	634	FES	Veiga et al. (2003)
BAU	Bauru-SP	22° 19’	49° 04’	570	FES	Cavassan et al. (1984)
CAM	Camaquã-RS	30° 41’	51° 53’’	300	FES	Jurinitz & Jarenkow (2003)
COR	Cornélio Procópio-PR	23° 16’	50° 45’	650	FES	Tomé et al. (1999)
DIA	Diamante do Norte-PR	22° 41’	52° 55’	310	FES	Costa-Filho et al. (2006)
DOU	Dourados-MS	22° 23’	54° 55’	452	FES	Arruda & Daniel (2007)
GAL	Gália-SP	22° 24’	44° 42’	522	FES	Durigan et al. (2002)
IBI	Ibiporã-PR	23° 16’	51° 03’	484	FES	Soares-Silva et al. (1992)
IPE	Ipeúna-SP	22° 26’	47° 43’	612	FES	Bertani et al. (2001)
ITA	Itatinga-SP	23° 19’	48° 37’	582	FES	Ivanauskas et al. (2002)
JU1	Jundiaí-SP	23° 11’	46° 52’	870	FES	Rodrigues et al. (1989)
JU2	Jundiaí-SP	23° 11’	46° 52’	1170	FES	Rodrigues et al. (1989)
LI1	Lindoia-SP	22° 32’	46° 58’	700	FES	Toledo Filho et al. (2000)
LI2	Lindoia-SP	22° 32’	46° 58’	900	FES	Toledo Filho et al. (2000)
LO1	Londrina-PR	23° 27’	51° 15’	585	FES	Biachini et al. (2003)
LO2	Londrina-PR	23° 27’	51° 15’	700	FES	Soares-Silva & Barroso (1992)
SAN	Santa Rita do Passa Quatro	21° 41’	47° 36’	590	FES	Vieira et al. (1989)
SAO	São Carlos-SP	21° 58’	47° 50’	850	FES	Silva & Soares (2002)
SAP	Sapopema-PR	24° 01’	50° 41’	780	FES	Chagas e Silva et al. (1995)
TEL	Telêmaco Borba-PR	24° 20’	50° 37’	600	FES	Nakajima et al. (1996)
TEN	Tenente Portela-RS	27° 10’	53° 55’	247	FES	Vasconcellos et al. (1992)
TS1	Teodoro Sampaio-SP	22° 19’	55° 20’	430	FES	Durigan et al. (2002)
TS2	Teodoro Sampaio-SP	22° 19’	55° 20’	430	FES	Durigan et al. (2002)
VAL	Vale do Sol-RS	29° 34’	52° 40’	120	FES	Jarenkow & Waechter (2001)
ARA	Araucária-PR	25° 35’ 12’’	49° 20’ 45’’	900	FOM	Barddal et al. (2004)
CAÇ	Caçador-SC	26° 47’	51° 01’	1110	FOM	Negrelle & Silva (1992)
CAM	Campos do Jordão-SP	22° 41’	45° 28’	1467	FOM	Souza (2008)
CBS	Campo Belo do Sul-SC	28° 00’	50° 49’	1017	FOM	Formento et al. (2004)
CH1	Chapecó-SC	27° 05’	52° 37’	668	FOM	Brunetto et al. (2003)
CH2	Chapecó-SC	27° 05’	52° 37’	668	FOM	Brunetto et al. (2003)
COL	Colombo-PR	25° 20	49° 14’	920	FOM	Oliveira & Rota (1982)
CRI	Criúva-RS	29° 00’	50° 56’	860	FOM	Rondon Neto et al. (2002)
CU1	Curitiba-PR	25° 26’	49° 14’	900	FOM	Rondon Neto et al. (2002)
CU2	Curitiba-PR	25° 26’	49° 14’	923	FOM	Nascimento et al. (2007)
CU3	Curitiba-PR	25° 26’	49° 14’	900	FOM	Kozera et al. (2006)
GEN	General Carneiro-PR	26° 23’	51° 22’	983	FOM	Wazlawick et al. (2005)
GUA	Guarapuava-PR	25° 21’ 26’’	51° 28’ 08’’	1070	FOM	Cordeiro & Rodrigues (2007)
IPI	Ipiranga-PR	25° 01’	50° 30’	806	FOM	Silva et al. (1992)
NOP	Nova Prata-RS	28° 56’	51° 53’	662	FOM	Nascimento et al. (2001)
PIN	Pinhais-PR	25° 24’ 25’’	49° 07’ 50’’	900	FOM	Seger et al. (2005)
PON	Ponta Grossa-PR	23° 03’	50° 15’	1112	FOM	Negrelle & Leuchtenberger (2001)
SFP	São Francisco de Paula-RS	29° 02’	50° 23’	922	FOM	Longhi et al. (2005)
SJT	São João do Triunfo-PR	25° 34’ 18’’	50° 05’ 56’’	780	FOM	Schaaf et al. (2006)
TE1	Teixeira Soares-PR	25° 27’	50° 35’	870	FOM	Galvão et al. (1989)
TE2	Teixeira Soares-PR	25° 27’	50° 35’	870	FOM	Galvão et al. (1989)
TE3	Teixeira Soares-PR	25° 27’	50° 35’	870	FOM	Galvão et al. (1989)
TE4	Teixeira Soares-PR	25° 27’	50° 35’	870	FOM	Galvão et al. (1989)
TE5	Teixeira Soares-PR	25° 27’	50° 35’	870	FOM	Galvão et al. (1989)
TJ1	Tijucas do Sul-PR	24° 55’	49° 12’	850	FOM	Geraldi et al. (2005)
TJ2	Tijucas do Sul-PR	24° 55’	49° 12’	850	FOM	Geraldi et al. (2005)

Tabela 2. Espécies amostradas na Fazenda Rio das Cobras, Quedas do Iguaçu, PR e suas densidades relativas em cada área de estudo. Ameaça indica o "status" de ameaça da espécie junto à lista de espécies ameaçadas de extinção. O "X" representa que a espécie consta na lista oficial de espécies ameaçadas do Brasil. Para as listadas pela IUCN (2009), CR: em perigo crítico, EN: em perigo. A exclusividade a FES ou a FOM está relacionada a ocorrência em apenas uma dessas formações, em pelo menos cinco áreas dos trabalhos secundários em área de FES ou FOM levantados neste estudo.

Table 2. Species surveyed and their relative density in each of the three areas studied in Rio das Cobras' farm, Quedas do Iguaçu-PR, Brazil. "Ameaça" refers to the status in red lists of threatened species. "X" means that the species is on the Brazilian official red list. For species in the IUCN (2009) red list, CR: critically endangered. EN: endangered Exclusivity to FES or FOM is related to the occurrence in only one of these formations, in at least five FES or FOM secondary surveys compiled for this study.

Família	Espécie	Ameaça	Exclusividade	Reserva das Antas	Mata do Palmital	Mata do Polonês
Annonaceae	*Annona emarginata* (Schltdl.) H.Rainer		FOM	0,14	0,27	0,53
Annonaceae	*Rollinia sericea* (R.E. Fr.) R.E. Fr			0,40	0,40	-
Apocynaceae	*Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.	EN	FES	-	0,94	-
Apocynaceae	*Rauvolfia sellowii* Müll. Arg.			2,82	-	-
Apocynaceae	*Tabernaemontana catharinensis* A. DC.		FES	-	0,13	-
Aquifoliaceae	*Ilex brevicuspis* Reissek			0,14	-	0,53
Aquifoliaceae	*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.			1,20	-	-
Araliaceae	*Schefflera* cf. *calva* (Cham.) Frodin & Fiaschi			-	-	0,13
Araliaceae	*Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin			-	0,13	-
Araucariaceae	*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze	X, CR	FOM	0,67	-	0,40
Arecaceae	*Euterpe edulis* Mart.	X	FES	-	23,82	-
Arecaceae	*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman			-	-	0,27
Asparagaceae	*Cordyline spectabilis* Kunth & Buoché			2,42	-	0,66
Asteraceae	*Vernonanthura diffusa* (Less.) H.Rob			-	0,27	15,86
Asteraceae	*Vernonanthura petiolaris* (DC.) H.Rob			0,14	-	-
Bignoniaceae	*Jacaranda puberula* Cham.			1,20	0,27	0,13
Bignoniaceae	*Jacaratia spinosa* (Aubl.) A. DC.		FES	0,14	1,08	-
Boraginaceae	*Cordia americana* L.			0,81	0,27	0,53
Boraginaceae	*Cordia ecalyculata* Vell.		FES	-	2,28	-
Boraginaceae	*Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud.			0,27	0,68	-
Cannabaceae	*Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg.			0,14	0,68	-
Cannabaceae	*Trema micrantha* (L.) Blume			0,40	-	-
Cardiopteridaceae	*Citronella paniculata* (Mart.) R.A. Howard			-	0,40	-
Celastraceae	*Maytenus aquifolia* Mart.			-	0,13	0,13
Clethraceae	*Clethra scabra* Pers.			0,14	-	-
Clusiaceae	*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi			-	0,27	-
Cyatheaceae	*Alsophila setosa* Kaulf.			44,42	-	0,13
Cyatheaceae	*Cyathea* sp.			0,27	-	-
Erythroxyllaceae	*Erythroxyllum* sp.			-	-	0,13
Euphorbiaceae	*Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll. Arg.			-	2,28	5,95
Euphorbiaceae	*Alchornea glandulosa* Poepp.		FES	0,53	1,48	-
Euphorbiaceae	*Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg.			0,14	-	-
Euphorbiaceae	*Manihot grahamii* Hook			-	0,13	0,40
Euphorbiaceae	*Sebastiania brasiliensis* Spreng.			-	0,27	-
Euphorbiaceae	*Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs			-	0,13	8,46
Fab.-Caesalpinoideae	*Bauhinia forficata* Link			-	0,54	0,40
Fab.-Caesalpinoideae	*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.		FES	0,53	0,40	0,27
Fab.-Mimosoideae	*Calliandra foliolosa* Benth.			-	-	2,24
Fab.-Mimosoideae	*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong		FES	1,08	0,27	-
Fab.-Mimosoideae	*Inga marginata* Willd.			-	7,67	-
Fab.-Mimosoideae	*Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan			0,94	0,40	0,93
Fab.-Mimosoideae	*Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose			-	-	0,27
Fab.-Papilionoideae	*Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr.		FES	-	1,62	-
Fab.-Papilionoideae	*Erythrina falcata* Benth.			-	0,40	-
Fab.-Papilionoideae	*Holocalyx balansae* Micheli		FES	0,14	0,13	-

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	Ameaça	Exclusividade	Reserva das Antas	Mata do Palmital	Mata do Polonês
Fab.-Papilionoideae	*Lonchocarpus* aff. *campestris* Mart. ex Benth.			0,14	2,56	3,83
Fab.-Papilionoideae	*Luetzelburgia guaissara* Toledo			-	0,40	1,06
Fab.-Papilionoideae	*Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld			-	0,13	-
Fab.-Papilionoideae	*Machaerium* sp.			-	0,13	-
Fab.-Papilionoideae	*Machaerium stipitatum* (DC.) Vogel			0,27	1,48	-
Fab.-Papilionoideae	*Myrocarpus frondosus* Allemão		FES	0,14	-	-
Lamiaceae	*Aegiphilla mediterranea* Vell.			0,81	2,69	-
Lauraceae	*Cinnamomum* cf. *triplinerve* (Ruiz & Pav.) Kosterm.			-	-	0,66
Lauraceae	*Nectandra lanceolata* Nees			0,40	-	-
Lauraceae	*Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez			2,28	0,13	0,93
Lauraceae	*Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez			4,43	5,39	8,19
Lauraceae	*Ocotea indecora* (Schott) Mez			2,95	1,08	0,53
Lauraceae	*Ocotea puberula* (Rich.) Nees			0,27	-	-
Lauraceae	*Ocotea silvestris* Vattimo		FES	0,53	-	-
Lauraceae	*Ocotea* sp.			0,53	0,40	0,40
Loganiaceae	*Strychnos brasiliensis* (Spreng.) Mart.			0,81	6,20	0,13
Malvaceae	*Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl.			-	0,81	-
Malvaceae	*Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna		FES	-	0,54	-
Malvaceae	*Guazuma ulmifolia* Lam.			0,14	-	-
Malvaceae	*Luehea divaricata* Mart.			1,08	0,13	2,65
Melastomataceae	*Miconia hymenonervia* (Raddi) Cogn.			-	0,13	-
Meliaceae	*Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.			0,53	2,02	0,13
Meliaceae	*Cedrella fissilis* Vell.	EN		9,93	0,81	1,19
Meliaceae	*Guarea kunthiana* A. Juss.			-	0,94	-
Meliaceae	*Guarea macrophylla* Vahl			-	0,40	-
Meliaceae	*Trichilia claussenii* C. DC.		FES	-	1,34	-
Meliaceae	*Trichilia elegans* A. Juss.			-	0,13	-
Monimiaceae	*Hennecartia omphalandra* Poiss.			-	-	0,13
Monimiaceae	*Mollinedia elegans* Tul.			0,14	-	0,27
Moraceae	*Ficus adhatodifolia* Schott ex Spreng.			0,14	0,94	-
Moraceae	*Ficus glabra* Vell.			-	0,13	-
Moraceae	*Ficus guaranitica* Chodat.			0,27	-	-
Moraceae	*Ficus* sp.			0,14	-	-
Moraceae	*Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud.		FES	-	0,27	-
Moraceae	*Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer			0,14	-	0,13
Myrsinaceae	*Myrsine balansae* (Mez) Otegui			-	-	0,13
Myrsinaceae	*Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.			1,20	0,68	1,72
Myrsinaceae	*Myrsine umbellata* Mart.			0,81	-	-
Myrtaceae	*Campomanesia guaviroba* (DC.) Kiaersk.		FES	0,14	1,88	2,65
Myrtaceae	*Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O. Berg.			0,14	-	-
Myrtaceae	*Eugenia blastantha* (O. Berg) D. Legrand		FES	0,14	-	-
Myrtaceae	*Eugenia burkartiana* (D. Legrand) D. Legrand			-	1,08	0,13
Myrtaceae	*Eugenia uniflora* L.			-	-	0,40
Myrtaceae	*Myrcia retorta* Cambess.			-	-	-
Myrtaceae	*Myrcia* sp.			0,14	-	-
Phytolacaceae	*Seguieria* cf. *americana* L.			-	-	2,35
Polygonaceae	*Ruprechtia laxiflora* Meisn.			-	-	0,13
Rosaceae	*Prunus myrtifolia* (L.) Urb.			-	0,94	0,13
Rubiaceae	*Chomelia obtusa* Cham. & Schltdl.			-	-	0,13
Rubiaceae	*Cordiera concolor* (Cham.) Kuntze			0,14	-	-
Rubiaceae	*Psychotria* sp.			-	-	0,13

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	Ameaça	Exclusividade	Reserva das Antas	Mata do Palmital	Mata do Polonês
Rubiaceae	*Simira corumbensis* (Standl.) Steyerm.			-	0,27	2,51
Rutaceae	*Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl.	EN	FES	-	0,81	-
Rutaceae	*Pilocarpus pennatifolius* Lem.			-	0,13	-
Rutaceae	*Zanthoxylum fagar*a (L.) Sarg.			0,14	-	-
Rutaceae	*Zanthoxylum rhoifolium* Lam.			0,14	-	0,13
Rutaceae	*Zanthoxylum riedelianum* Engl.			0,67	-	0,13
Salicaceae	*Casearia decandra* Jacq.			0,14	-	0,13
Salicaceae	*Casearia obliqua* Spreng.			1,48	-	0,40
Salicaceae	*Casearia sylvestris* Sw.			3,62	0,68	0,13
Salicaceae	*Prockia crucis* P. Browne ex L.		FES	0,14	0,40	0,13
Sapindaceae	*Allophylus edulis* (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.			0,53	0,27	3,83
Sapindaceae	*Allophylus guaraniticus* (St. Hil.) Radlk.			-	-	0,66
Sapindaceae	*Cupania vernalis* Cambess.			-	0,13	0,93
Sapindaceae	*Diatenopteryx sorbifolia* Radlk.			1,08	0,27	5,69
Sapindaceae	*Matayba elaeagnoides* Radlk.			0,53	-	4,62
Sapotaceae	*Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl.		FES	0,53	2,28	0,66
Sapotaceae	*Chrysophyllum marginatum* (Hook. & Arn.) Radlk.		FES	0,40	0,13	-
Simaroubaceae	*Picrasma crenata* (Vell.) Engl. in Engl. & Prantl			0,14	-	3,57
Solanaceae	*Cestrum intermedium* Sendtn.			0,14	1,75	0,13
Solanaceae	*Cestrum* sp.			-	0,13	-
Solanaceae	*Solanum mauritianum* Scop.			-	0,27	-
Solanaceae	*Solanum pseudoquina* A.St.-Hil.			0,14	0,13	-
Solanaceae	*Solanum sanctae-catharinae* Dunal			0,14	-	-
Solanaceae	*Solanum* sp.			0,14	0,13	-
Solanaceae	*Solanum variabile* Mart.			-	0,13	-
Styracaceae	*Styrax acuminatus* Pohl			-	2,83	1,06
Styracaceae	*Styrax leprosus* Hook. & Arn.			0,14	-	0,27
Symplocaceae	*Symplocos* cf. *tetrandra* Mart.			0,81	0,27	0,53
Urticaceae	*Cecropia pachystachya* Trécul			-	0,27	-
Urticaceae	*Urera baccifera* (L.) Gaudich. ex Wedd.		FES	-	6,73	-
Verbenaceae	*Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss.		FES	-	0,40	-
Indeterminada	Indet sp1			1,20	-	-
Indeterminada	Indet sp2			-	-	6,74

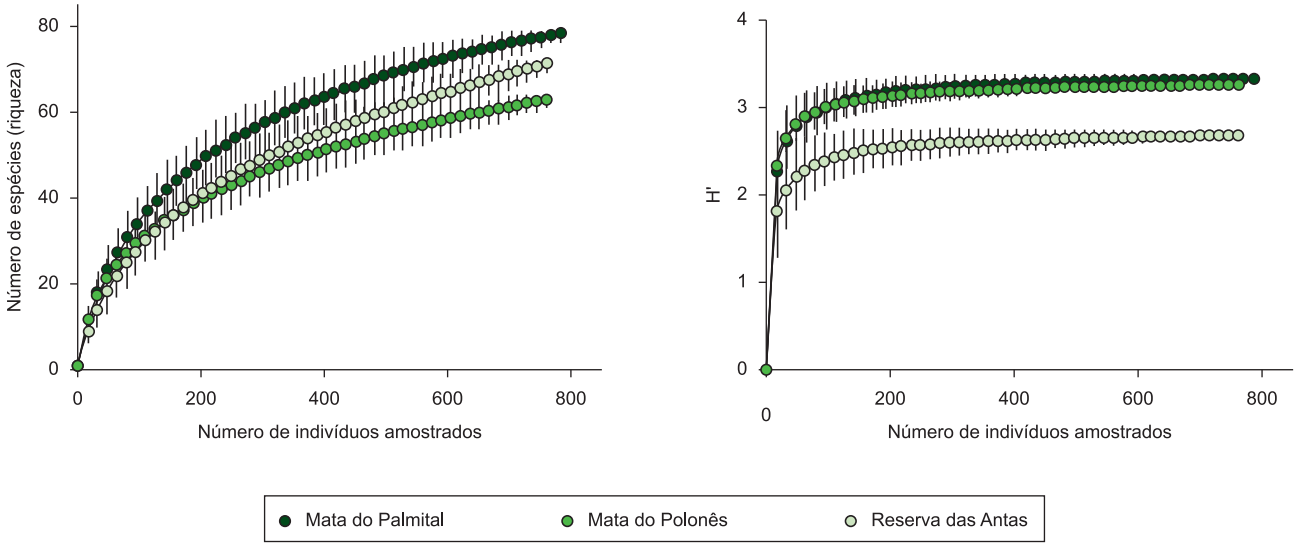

Figura 3. Curvas de rarefação da riqueza e da diversidade (H') para as três áreas estudadas em Quedas do Iguaçu-PR. As barras verticais correspondem aos limites inferiores e superiores do intervalo de confiança da média (p = 0,05).

Figure 3. Richness and diversity (H') rarefaction curves for the three surveyed areas. Vertical bars represent upper and lower limits of the confidence interval for the mean (p = 0.05).

Tabela 3. Principais parâmetros florísticos e estruturais das três comunidades estudadas na Fazenda Rio das Cobras, Quedas do Iguaçu, PR. Os parâmetros descritos são apresentados na seguinte seqüência: número de espécies, número de famílias, de densidade por hectare, área basal, número de plantas com mais de um caule e número de plantas mortas pesquisadas.

Table 3. Main floristic and structural characteristics of the three communities surveyed in "Fazenda Rio das Cobras", Quedas do Iguaçu-PR, Brazil. The parameters described are presented in the following sequence: number of species, number of families, density per hectare, basal area, number of plants with more than one stem and number of dead plants surveyed.

Área	N. espécies	N. famílias	Densidade (indivíduos.ha^{-1})	Área basal (m^2.ha^{-1})	N. indivíduos perfilhados	N. indivíduos mortos em pé
Mata do Palmital	79	39	1.327	38,55	35	69
Mata do Polonês	67	33	1.557	46,23	138	51
Reserva das Antas	71	37	1.553	33,28	32	35

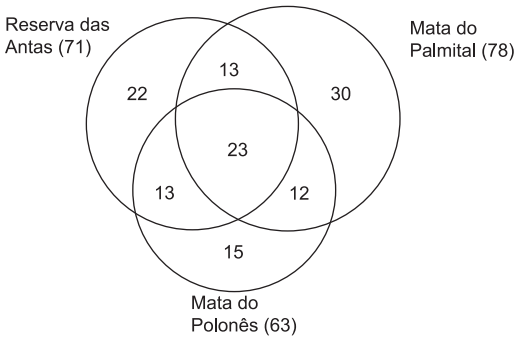

Figura 4. Diagrama de Venn para as três áreas estudadas em Quedas do Iguaçu-PR, demonstrando o número de espécies exclusivas em cada área e comuns a duas ou três áreas. O número entre parênteses após o nome da área representa o número total de espécies.

Figure 4. Venn diagram with the three areas studied in Quedas do Iguaçu-PR, showing number of exclusive species in each area and total shared species for two or three areas. The number within parentheses is the number of species found in each area.

apesar de aparentemente serem mais ricos que alguns fragmentos de FOM de outras regiões do país (e.g. Negrelle & Silva 1992, Silva et al. 1997, Nascimento et al. 2001), apresentam riqueza inferior a de FES de outras localidades (e.g. Ivanauskas et al. 2002, Rodrigues et al. 2003), bem como a de vários fragmentos de FES, FOM e áreas ecotonais do Paraná (e.g. Galvão et al. 1989, Soares-Silva & Barroso 1992, Nakajima et al. 1996). A baixa diversidade alfa das florestas estudadas é, no entanto, compensada, em parte, pela diversidade beta na paisagem local, consequência da localização da Fazenda Rio das Cobras numa região de transição, onde espécies da FES e da FOM se substituem, em função de modificações na altitude e, consequentemente, no clima do local. Ainda assim, o número total de espécies amostradas nas três áreas (128) também não é elevado, se comparado ao elevado número de espécies com ocorrência em FES, FOM e áreas de transição no estado do Paraná (ver Dias et al. 2002). Embora seja difícil estabelecer uma relação de causa e efeito para este resultado com base nas informações coletadas nesse estudo, fatores como a intensidade amostral, o critério de inclusão dos indivíduos e o já citado histórico relativamente recente de corte seletivo de espécies madeireiras da região parecem influenciar o número de espécies amostradas.

2. Caracterização fitogeográfica

A compilação dos estudos realizados em áreas de FES e FOM na região sul do Brasil e nos estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul relacionou 574 espécies arbustivo-arbóreas, sendo 474 na FES e 266 na FOM. Do total de espécies, 163 foram encontradas em ambas as formações, 311 apenas na FES e 103 somente na FOM. Entretanto, quando somente as espécies encontradas em pelo menos cinco levantamentos em cada formação foram consideradas nessa análise, a FES apresentou 82 espécies típicas (encontradas na FES e ausentes na FOM) e a FOM apenas 21 espécies típicas (encontradas na FOM e ausentes na FES), sendo que 26 espécies foram comuns e típicas às duas áreas (Tabela 4).

Nas três áreas estudadas na Fazenda Rio das Cobras foram encontradas tanto espécies típicas da FES quanto espécies típicas da FOM, o que confirma o caráter ecotonal dessa região. Com base nos critérios estabelecidos neste trabalho, na Mata do Polonês foram encontradas quatro espécies classificadas como típicas da FES e duas da FOM, na Reserva das Antas foram amostradas 12 espécies típicas da FES e duas da FOM e na Mata do Palmital 21 espécies típicas da FES e apenas uma da FOM (Tabela 2).

As áreas estudadas apresentam variação no grau de influência da FES e da FOM na composição de espécies. Na Mata do Palmital, por exemplo, a influência da FES é significativamente maior do a influência da FOM na composição florística (teste exato de Fisher, p = 0,062). Além da ausência de *Araucaria angustifolia*, principal espécie característica da FOM (Veloso 1992), as espécies com destaque na Mata do Palmital são, com base nos critérios estabelecidos neste estudo, exclusivas à FES, tais como *Euterpe edulis*, que faz jus ao nome dado ao local e apresenta os maiores valores de densidade relativa. Além disso, compondo o sub-bosque florestal dessa área, em meio aos indivíduos regenerantes de *Euterpe edulis*, ocorrem *Urera baccifera* e *Sorocea bonplandii*, essa última, a espécie de maior índice de valor de importância na FES da bacia do baixo rio Tibagi, estado do Paraná (Dias et al. 2002). No dossel ocorrem ainda indivíduos com mais de 25 m de altura de *Chrysophyllum gonocarpum*, *Apuleia leiocarpa*, *Bastardiopsis densiflora*, *Aspidosperma polyneuron* e *Balfourodendron riedelianum* entre outros, sendo essas duas últimas, espécies tidas como típicas da FES (Veloso 1992, Dias et al. 2002, Torezan 2002).

Para a Reserva das Antas e a Mata do Polonês, no entanto, as proporções de espécies típicas da FES e da FOM não diferem da encontrada nos estudos secundários compilados (teste exato de Fisher, p = 0,372 e p = 0,451 respectivamente) e indicam influências não distintas de FES e FOM na composição florística dessas áreas. Na Mata do Polonês destacam-se no sub-bosque florestal *Trichilia elegans*, *Sebastiania brasiliensis* e *Actinostemon concolor*, dentre outras. Já no dossel, ocorrem árvores de até 25 m, principalmente de *Nectandra megapotamica*, *Matayba elaeagnoides*, *Diatenopteryx sorbifolia* e *Cordia americana*. Estas espécies, citadas tanto para o dossel quanto para o sub-bosque, parecem estar bem representadas tanto na FOM quanto na FES (Silva et al. 1997, Rodrigues 1999, Torezan 2002). Além disso, *Sebastiania brasiliensis* e as três primeiras espécies citadas para o dossel são comuns à FES e à FOM (Tabela 4).

Na Reserva das Antas, predomina no sub-bosque a pteridófita arborescente *Alsophila setosa*, que comumente forma grupamentos densos no estrato inferior da FOM (Britez et al. 1995), principalmente

Tabela 4. Espécies encontradas na FES e ausentes na FOM e vice-versa, amostradas em pelo menos cinco áreas (19,2% dos trabalhos de cada formação) e espécies comuns a ambas as formações, amostradas em pelo menos 10 das áreas avaliadas (19,2% do total), sendo no mínimo cinco em cada formação vegetacional. Freq.: frequência com que a espécie foi encontrada em cada formação, no conjunto de levantamentos compilados.

Table 4. Species found on FES, absent on FOM and vice-versa, that were surveyed in five or more areas (19,2% of surveys in each formation) and species with occurrence in both formations, surveyed in 10 or more areas (19,2% of total), with a minimum of five areas in each vegetation type. Freq: Frequency of the species in each vegetation type, considering the group of studies compiled.

Espécie	Família	Freq. FES	Freq. FOM	Freq. FES + FOM
Chrysophyllum gonocarpum (Mart. & Eichler) Engl.	Sapotaceae	80,77	0	40,39
Croton floribundus Spreng.	Euphorbiaceae	76,92	0	38,46
Holocalyx balansae Micheli	Fabaceae	69,23	0	34,62
Astronium graveolens Jacq.	Anacardiaceae	65,38	0	32,69
Trichilia catigua A.Juss.	Meliaceae	65,38	0	32,69
Aspidosperma polyneuron Müll.Arg.	Apocynaceae	61,54	0	30,77
Jacaratia spinosa (Aubl.) A.DC.	Caricaceae	57,69	0	28,85
Balfourodendron riedelianum (Engl.) Engl.	Rutaceae	53,85	0	26,93
Copaifera langsdorffii Desf.	Fabaceae	50,00	0	25,00
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	50,00	0	25,00
Casearia gosypiosperma Briq.	Salicaceae	50,00	0	25,00
Annona cacans Warm.	Annonaceae	46,15	0	23,08
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	Lauraceae	46,15	0	23,08
Trichilia pallida Sw.	Meliaceae	46,15	0	23,08
Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.	Fabaceae	42,31	0	21,16
Trichilia claussenii C. DC.	Meliaceae	42,31	0	21,16
Maclura tinctoria (L.) D. Don ex Steud.	Moraceae	42,31	0	21,16
Metrodorea nigra A.St.-Hil.	Rutaceae	42,31	0	21,16
Tabernaemontana catharinensis A.DC.	Apocynaceae	38,46	0	19,23
Alchornea glandulosa Poepp.	Euphorbiaceae	38,46	0	19,23
Machaerium nyctitans (Vell.) Benth.	Fabaceae	38,46	0	19,23
Guapira opposita (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	38,46	0	19,23
Pisonia ambigua Heimerl	Nyctaginaceae	38,46	0	19,23
Colubrina glandulosa Perkins	Rhamnaceae	38,46	0	19,23
Annona sylvatica A.St.-Hil.	Annonaceae	34,62	0	17,31
Cordia ecalyculata Vell.	Boraginaceae	34,62	0	17,31
Centrolobium tomentosum Guillemin ex Benth.	Fabaceae	34,62	0	17,31
Myrocarpus frondosus Allemão	Fabaceae	34,62	0	17,31
Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	34,62	0	17,31
Ficus guaranitica Chodat.	Moraceae	34,62	0	17,31
Esenbeckia febrifuga (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Rutaceae	34,62	0	17,31
Chrysophyllum marginatum (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	34,62	0	17,31
Cecropia pachystachya Trécul	Urticaceae	34,62	0	17,31
Ceiba speciosa (A.St.-Hil) Ravenna	Malvaceae	30,77	0	15,39
Plinia rivularis (Cambess.) Rotman	Myrtaceae	30,77	0	15,39
Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae	30,77	0	15,39
Prockia crucis P. Browne ex L.	Salicaceae	30,77	0	15,39
Urera baccifera (L.) Gaudich. ex Wedd.	Urticaceae	30,77	0	15,39
Euterpe edulis Mart.	Arecaceae	26,92	0	13,46
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	Burseraceae	26,92	0	13,46
Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	26,92	0	13,46
Hymenaea courbaril L.	Fabaceae	26,92	0	13,46
Nectandra oppositifolia Nees & Mart.	Lauraceae	26,92	0	13,46
Ocotea elegans Mez	Lauraceae	26,92	0	13,46
Guarea guidonia (L.) Sleumer	Meliaceae	26,92	0	13,46
Guarea kunthiana A. Juss.	Meliaceae	26,92	0	13,46
Guarea macrophylla Vahl	Meliaceae	26,92	0	13,46

Tabela 4. Continuação...

Espécie	Família	Freq. FES	Freq. FOM	Freq. FES + FOM
Bougainvillea spectabilis Willd.	Nyctaginaceae	26,92	0	13,46
Alseis floribunda Schott	Rubiaceae	26,92	0	13,46
Coutarea hexandra (Jacq.) K.Schum.	Rubiaceae	26,92	0	13,46
Zanthoxylum caribaeum Lam.	Rutaceae	26,92	0	13,46
Solanum argenteum Dunal	Solanaceae	26,92	0	13,46
Duguetia lanceolata A.St.-Hil.	Annonaceae	23,08	0	11,54
Actinostemon klotzschii (Didr.) Pax	Euphorbiaceae	23,08	0	11,54
Cassia ferruginea (Schrad.) DC.	Fabaceae	23,08	0	11,54
Machaerium villosum Vogel	Fabaceae	23,08	0	11,54
Myroxylon peruiferum L. f.	Fabaceae	23,08	0	11,54
Trichilia casarettii C.DC.	Meliaceae	23,08	0	11,54
Ficus insipida Willd.	Moraceae	23,08	0	11,54
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.	Myrtaceae	23,08	0	11,54
Savia dictyocarpa Müll.Arg.	Phyllanthaceae	23,08	0	11,54
Picramnia ramiflora Engl.	Picramniaceae	23,08	0	11,54
Piper amalago L.	Piperaceae	23,08	0	11,54
Esenbeckia grandiflora Mart.	Rutaceae	23,08	0	11,54
Qualea jundiahy Warm.	Vochysiaceae	23,08	0	11,54
Vochysia tucanorum Mart.	Vochysiaceae	23,08	0	11,54
Tapirira guianensis Aubl.	Anacardiaceae	19,23	0	9,62
Aspidosperma cylindrocarpon Müll.Arg.	Apocynaceae	19,23	0	9,62
Zeyeria tuberculosa (Vell.) Bureau	Bignoniaceae	19,23	0	9,62
Pachystroma longifolium (Nees) I.M.Johnst.	Euphorbiaceae	19,23	0	9,62
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	19,23	0	9,62
Tetrorchidium rubrivenium Poepp.	Euphorbiaceae	19,23	0	9,62
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	Fabaceae	19,23	0	9,62
Ocotea silvestris Vattimo	Lauraceae	19,23	0	9,62
Mollinedia widgrenii A.DC.	Monnimiaceae	19,23	0	9,62
Eugenia blastantha (O. Berg) D. Legrand	Myrtaceae	19,23	0	9,62
Eugenia moraviana O.Berg	Myrtaceae	19,23	0	9,62
Eugenia ramboi D.Legrand	Myrtaceae	19,23	0	9,62
Rhamnidium elaeocarpum Reissek	Rhamnaceae	19,23	0	9,62
Ixora venulosa Benth.	Rubiaceae	19,23	0	9,62
Zanthoxylum riedelianum Engl.	Rutaceae	19,23	0	9,62
Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss	Verbenaceae	19,23	0	9,62
Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	0	80,77	40,38
Capsicodendron dinisii (Schwacke) Occhioni	Canellaceae	0	50,00	25,00
Drimys brasiliensis Miers	Winteraceae	0	38,46	19,23
Annona emarginata (Schltdl.) H.Rainer	Annonaceae	0	34,62	17,31
Lamanonia speciosa (Cambess.) L.B. Sm.	Cunoniaceae	0	34,62	17,31
Myrcia hatschbachii D.Legrand	Myrtaceae	0	30,77	15,39
Podocarpus lambertii Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	0	30,77	15,39
Piptocarpha angustifolia Dusén ex Malme	Asteraceae	0	26,92	13,46
Dicksonia sellowiana (Hook.) Maxon	Dicksoniaceae	0	26,92	13,46
Sloanea lasiocoma K.Schum	Elaeocarpaceae	0	26,92	13,46
Cinnamomum vesiculosum (Nees) Kosterm.	Lauraceae	0	26,92	13,46
Zanthoxylum kleinii (R.S.Cowan) P.G.Waterman	Rutaceae	0	26,92	13,46
Duranta vestita Cham.	Verbenaceae	0	26,92	13,46
Erythroxylum deciduum A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	0	23,08	11,54
Eugenia uruguayensis Cambess.	Myrtaceae	0	23,08	11,54
Picramnia parvifolia Engl.	Picramniaceae	0	23,08	11,54

Tabela 4. Continuação...

Espécie	Família	Freq. FES	Freq. FOM	Freq. FES + FOM
Scutia buxifolia Reissek	Rhamnaceae	0	23,08	11,54
Ilex microdonta Reissek	Aquifoliaceae	0	19,23	9,62
Mimosa scabrella Benth.	Fabaceae	0	19,23	9,62
Guettarda uruguensis Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	0	19,23	9,62
Siphoneugenia reitzii D.Legrand	Myrtaceae	0	19,23	9,62
Campomanesia xanthocarpa (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	61,54	80,77	71,15
Prunus myrtifolia (L.) Urb.	Rosaceae	50,00	88,46	69,23
Casearia decandra Jacq.	Salicaceae	50,00	84,62	67,31
Cedrela fissilis Vell.	Meliaceae	65,38	57,69	61,54
Casearia sylvestris Sw.	Salicaceae	73,08	46,15	59,62
Matayba elaeagnoides Radlk.	Sapindaceae	42,31	73,08	57,69
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez	Lauraceae	53,85	61,54	57,69
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	Arecaceae	69,23	42,31	55,77
Allophylus edulis (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae	38,46	69,23	53,85
Cupania vernalis Cambess.	Sapindaceae	42,31	65,38	53,85
Myrsine umbellata Mart.	Myrsinaceae	42,31	57,69	50,00
Machaerium stipitatum (DC.) Vogel	Fabaceae	69,23	23,08	46,15
Ocotea puberula (Rich.) Nees	Lauraceae	23,08	69,23	46,15
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	Meliaceae	61,54	23,08	42,31
Luehea divaricata Mart.	Malvaceae	30,77	50,00	40,38
Myrcia splendens (Sw.) DC.	Myrtaceae	42,31	38,46	40,38
Roupala brasiliensis Klotzsch	Proteaceae	38,46	42,31	40,38
Sebastiania commersoniana (Baill.) L.B. & Downs	Euphorbiaceae	19,23	61,54	40,38
Sebastiania brasiliensis Spreng.	Euphorbiaceae	34,62	38,46	36,54
Zanthoxylum rhoifolium Lam.	Rutaceae	19,23	53,85	36,54
Sapium glandulosum (L.) Morong	Euphorbiaceae	19,23	50,00	34,62
Eugenia uniflora L.	Myrtaceae	23,08	42,31	32,69
Casearia obliqua Spreng.	Salicaceae	19,23	34,62	26,92
Eugenia involucrata DC.	Myrtaceae	19,23	34,62	26,92
Aegiphila sellowiana Cham.	Lamiaceae	19,23	19,23	19,23
Allophylus guaraniticus (St. Hil.) Radlk.	Sapindaceae	19,23	19,23	19,23

nos locais de solo com alta umidade e até mesmo encharcado (obs. pess.). *Syagrus romanzoffiana*, também encontrada nessa área, porém em menor densidade, parece ser também indicativa de formações ribeirinhas e de várzeas. Ainda no estrato inferior da Reserva das Antas, são encontrados nos locais de melhor drenagem do solo indivíduos de *Cordyline spectabilis* e *Casearia sylvestris*. No dossel, raramente as árvores atingem 25 m, predominando *Nectandra megapotamica*, *Cordia americana*, *Ocotea diospyrifolia* e *Prunus myrtifolia*, dentre outras espécies. As espécies dominantes do dossel e do estrato inferior da Reserva das Antas ocorrem em ambas as formações, FOM e FES, em outras bacias hidrográficas do estado do Paraná (Dias et al. 2002). Além disso, assim como evidenciado para a Mata do Polonês, muitas destas espécies são consideradas comuns a FES e a FOM (Tabela 3).

Tanto na Reserva das Antas quanto na Mata do Polonês foram amostrados indivíduos de *Araucaria angustifolia*, espécie endêmica (ver Stehmann et al. 2009) e principal característica da FOM (Veloso 1992, Tabela 4). Este resultado evidencia a maior influência da FOM na composição florística dessas áreas do que na área da Mata do Palmital. Entretanto, apesar da relativa proximidade de Quedas do Iguaçu com a região central (core) da FOM (FUPEP 2001), *Araucaria angustifolia* não ocupou uma posição de destaque em relação à abundância em nenhuma destas áreas. Este aspecto é resultante não só do fato das áreas estarem numa região de transição, onde existem ecótonos com elementos de FES e FOM na composição, mas também da intensiva extração madeireira nas florestas da região. Segundo relato dos próprios moradores locais, até poucas décadas atrás, as florestas da Fazenda Rio das Cobras eram, com exceção das áreas mais próximas ao rio Iguaçu (e.g. Mata do Palmital), "pretas" de *Araucaria angustifolia* (referência ao verde escuro, quase preto, peculiar das folhas do pinheiro-do-paraná). Além de *Araucaria angustifolia*, foram exploradas outras espécies madeireiras, tais como *Cedrela fissilis*, *Cordia trichotoma* e *Peltophorum dubium*, na proporção de dois entre cada três indivíduos da população (Consórcio Silviconsult-Juris Ambientis 1995), fato responsável pela baixa densidade de muitas espécies madeireiras nas áreas estudadas.

De uma forma geral, os resultados da avaliação da estrutura, composição florística e riqueza das florestas estudadas indicam que a vegetação nativa remanescente da Fazenda Rio das Cobras corresponde a florestas secundárias, que passaram por eventos de perturbação antropogênica influenciadores de seu estágio de conservação atual. Entretanto, excetuando-se o Parque Nacional do Iguaçu, localizado a cerca de 100 km de distância, não há na paisagem regional situação similar à da Fazenda Rio das Cobras no

que diz respeito à extensão de área de vegetação nativa remanescente. Este fato, associado à presença de espécies de FES e FOM, duas fitoformações importantes e ameaçadas da Mata Atlântica, e à ocorrência de espécies arbóreas nacional e globalmente ameaçadas de extinção, reforçam o valor da área do ponto de vista ecológico e de conservação da biodiversidade regional.

Além disso, os resultados desse estudo indicam a área como uma área de transição entre a FES e a FOM e parecem corroborar que, na região estudada, a FES e suas espécies típicas se irradiam principalmente pelos vales dos grandes rios (vide Mata do Palmital – vale do Rio Iguaçu), onde a altitude é menor (próxima ou inferior aos 500 m) e a temperatura maior, com lenta substituição por espécies da FOM na direção dos planaltos (vide Mata do Polonês e Reserva das Antas), até se chegar à área central da FOM, dominada por *Araucaria angustifolia* e outras espécies típicas dessa formação (Maack 1981, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná 2001).

Agradecimentos

Os autores agradecem a Lisandro Inakake e aos membros do Projeto de Assentamento Celso Furtado pela colaboração fundamental nas atividades de campo e a Helena Maria Maltez pelas críticas e sugestões dadas.

Referências Bibliográficas

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Bot. J. Linn. Soc. 161(2):105-121.

ARRUDA, L. & DANIEL, O. 2007. Florística e diversidade em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial em Dourados, MS. Floresta 37:189-199.

BARDDAL, M.L., RODERJAN, C.V., GALVÃO, F., CURCIO, G.R. 2004. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. Cienc. Florest. 14(2):37-50.

BERTANI, D.F., RODRIGUES, R.R., BATISTA, J.L.F. & SHEPHERD, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. Rev. Bras. Bot. 24:11-23.

BIACHINI, E., POPOLO, R.S., DIAS, M.C. & PIMENTA, J.A. 2003. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. Acta Bot. Bras. 17:405-419.

BRITEZ, R.M., SILVA, S.M., SOUZA, W.S. & MOTTA, J.T.W. 1995. Levantamento florístico em Floresta Ombrófila Mista, São Mateus do Sul, Paraná, Brasil. Arq. Biol. Tecnol. 38:1147-1161.

BRUNETTO, R.S., BELOTTI, A., SOBRAL, L.S., GOTTARDI, E. 2003. Estrutura florística e fitossociológica de remanescentes da mata ciliar do lajeado São José – Chapecó (SC). UNOPAR Cient., Ciênc. Biol. Saúde, 5-6(1):69-76.

CAVASSAN, O., CESAR, O. & MARTINS, F.R. 1984. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. Rev. Bras. Bot. 7:91-106.

CESAR, O. & LEITÃO-FILHO, H.F. 1990. Estudo fitossociológico de mata mesófila semidecídua na Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP. Rev. Bras. Bot. 50:443-452.

CHAGAS E SILVA, F., FONSECA, E.P., SOARES-SILVA, L.H., MULLER, C. & BIANCHINI, E. 1995. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 3. Fazenda Bom Sucesso, município de Sapopema, PR. Acta Bot. Bras. 9(2):289-302.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA 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. MMA/SBF, Brasília.

CONSÓRCIO SILVICONSULT – JURIS AMBIENTIS. 1995. Estudo de impacto ambiental: projeto agroflorestal Fazenda Rio das Cobras. Curitiba.

CORDEIRO, J. & RODRIGUES, W.A. 2007. Caracterização fitossociológica de um remanescente de floresta ombrófila mista em Guarapuava, PR. R. Árvore 31:(3):545-554.

COSTA-FILHO, L.V., NANNI, M.R. & CAMPOS, J.B. 2006. Floristic and Phytosociological Description of a Riparian Forest and the Relationship with the Edaphic Environment in Caiuá Ecological Station – Paraná – Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol. 49(5):785-798.

DI BITETTI, M.S., PLACCI, G. & DIETZ, L.A. 2003. Uma visão de biodiversidade para a ecorregião Florestas do Alto Paraná – bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. World Wildlife Fund, Washington.

DIAS, M.C., VIEIRA, A.O.S. & PAIVA, M.R.C. 2002. Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. In A bacia do rio Tibagi (M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta & J.A. Pimenta, ed.). Londrina, p.109-124.

DIAS, M.C., VIEIRA, A.O.S., NAKAJIMA, J.N., PIMENTA, J.A. & LOBO, P.C. 1998. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. Rev. Bras. Bot. 21(2):183-195.

DICKINSON, M.B., WHINGHAM, D.F. & HERMANN, S.M. 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbance in a Semideciduous Tropical Forest in Mexico. For. Ecol. Manage. 134:137-151.

DINERSTEIN, E., OLSON, D.M., GRAHAM, D., WEBSTER, A., PRIMM, S., BOOKBINDER, M. & LEDEC, G. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank in association with The World Wildlife Fund, Washington.

DURIGAN, G., SANTOS, J.D. & GANDARA, F.B. 2002. Fitossociologia de dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no Pontal do Paranapanema. Rev. Inst. Florest. 14(1):13-26.

FORMENTO, S., SCHORN, L.A. & RAMOS, R.A.B. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma floresta ombrófila mista em Campo Belo do Sul, SC. Cerne 10(2):196-212.

FUNDAÇÃO DE PESQUISAS FLORESTAIS DO PARANÁ – FUPEF. 2001. Conservação do Bioma Floresta com Araucária: diagnóstico dos remanescentes florestais. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, v.1.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. 2009. Atlas dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da mata atlântica no período 2005-2008. São Paulo.

GALVÃO, F., KUNIYOSHI, Y.S. & RODERJAN, C.V. 1989. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati. Revista Floresta 19(1-2):30-49.

GERALDI, S.E., KOEHLER, A.B. & KAUANO, E.E. 2005. Levantamento fitossociológico de dois fragmentos da floresta Ombrófila Mista, em Tijucas do Sul, Paraná. Rev. Acadêmica 3(2):27-36.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. Disponível em http://www.iucnredlist.org (último acesso em 10/01/2010).

IVANAUSKAS, N.M., NAVE, A.G. & RODRIGUES, R.R. 2002. Fitossociologia de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga-SP, para fins de restauração de áreas degradadas. Rev. Arvore 26(1):43-57.

JARENKOW, J.A. & WAECHTER, J.L. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. Revta Brasil. Bot. 24:263-272.

JURINITZ, C.F & JARENKOW, J.A. 2003. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. Revta Brasil. Bot. 26:475-487.

KAMMESHEIDT, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. Plant Ecol. 139:155-165.

KOZERA, C., DITTRICH, V.A.O. & SILVA, S.M. 2006. Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de floresta ombrófila mista montana, Curitiba, PR, BR. Floresta 36(2):225-237.

LONGHI, S.J., BRENA, D.A., GOMES, J.F., NARVAES, I.S., BERGER, G. & SALIGO, A.J. Classificação e caracterização de Estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. Cienc. Florest.16(2):113-125.

MAACK, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. 2 ed. José Olympio, Rio de Janeiro.

MARTINS, F.R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Editora da UNICAMP, Campinas.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN – MOBOT. Disponível em: http://www.tropicos.org/ (último acesso em 27/12/2008).

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

NAKAJIMA, J.M., SOARES-SILVA, L.H., MEDRI, M.E., GOLDENBERG, R. & CORREA, G.T. 1996. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ripárias da bacia do Rio Tibagi: 5. Fazenda Monte Alegre, município de Telêmaco Borba, Paraná. Arq. Biol. Tecnol. 39(4):933-948.

NASCIMENTO, A.R.T., LONGHI, L.S. & BRENA D.A. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. Cienc. Florest. 11(1):105-119.

NASCIMENTO, H.E.M., DIAS, A.S. TABANEZ, A.A. J. & VIANA, V.M. 2007. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. Rev. Brasil. Biol. 59(2):329-342.

NEGRELLE, R.A.B. & SILVA, F.C. 1992. Fitossociologia de um trecho de Floresta com *Araucaria Angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no município de Caçador-SC. Bol. Pesqui. Florest. 24:37-54.

NEGRELLE, R.R.B. & LEUCHTENBERGER, R. 2001. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta ombrófila mista. Rev. Florest. 31(1-2):42-51.

OLIVEIRA FILHO, A.T. 2006. Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Editora UFLA, Lavras.

OLIVEIRA, Y.M.M. & ROTTA, E. 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma Mata de araucária do primeiro planalto paranaense. Bol. Pesqui. Florest. 4:1-46.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2004. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is tge remaining forests distributed? Implications for conservation. Biol. Conserv. 142:1141-1153.

RODRIGUES, L.A., CARVALHO, D.A., OLIVEIRA FILHO, A.R., BOTREL, R.T. & SILVA, E.A. 2003. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. Acta Bot. Bras. 17(1):71-87.

RODRIGUES, R.R. 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. Circular técnica IPEF 189:1-17.

RODRIGUES, R.R., MORELLATO, L.P.C., JOLY, C.A. & LEITÃO FILHO, H.F. 1989. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí, SP. Rev. Bras. Bot. 12(1):71-84.

RODRIGUES, R.R., TORRES, R.B., MATTHES, L.A.F. & PENHA, A.S. 2004. Tree species sprouting from root buds in a Semideciduous Forest affected by fires. Braz. Arch. Biol. Technol. 47(1):127-133.

RONDON-NETO, R.M., KOZERA, C., ANDRADE, R.R., CECY, A.T., HUMMES, A.P., FRITZSSONS, E., CALDEIRA, M.V.W., MACIEL, M.N.M. & SOUZA, M.K.F. 2002. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista em Curitiba, PR – Brasil. Revista Floresta 32(1):3-16.

SALIS, S.M., TAMASHIRO, J.Y. & JOLY, C.A. 1994. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP. Rev. Bras. Bot. 119:155-164.

SCHAAF, L.B., FIGUEIREDO FILHO, A., GALVÃO, F., SANQUETTA, C.R. & LONGHI, S.J. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período entre 1979 e 2000. Cienc. Florest. 16(3):271-291.

SEGER, C., DLUGOSZ, F., KURASZ, G., MARTINEZ, D., RONCONI, E., MELO, L., BITTENCOURT, S., BRAND, M., CARNIATTO, I., GALVÃO, F., RODERJAN, C. Levantamento florístico e análise fitossociológico de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no Município de Pinhais, Paraná – Brasil. Floresta 35(2):291-302.

SILVA, J.A., SALOMÃO, A.N., GRIPP, A. & LEITE, E.J. 1997. Phytosociological survey in Brazilian forest genetic reserve of Caçador. Plant Ecol. 133:1-11.

SILVA, L.A. & SOARES, J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de são carlos, SP. Acta Bot. Bras. 16(2):205-216.

SILVA, S.M., SILVA, F.C., VIEIRA, A.O.S., NAKAJIMA, J.N., PIMENTA, J.A. & COLLI, S. 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, Paraná: 2. Várzea do rio Bitumirim, município de Ipiranga, PR. In 2º Congresso Nacional Sobre Essências Nativas. Instituto Florestal, São Paulo, p.192-198.

SMITH, A.R., PRYER, K.M., SCHUETTPELZ, E., KORALL, P., SCHNEIDER, H. & WOLF, P.G. 2006. A classification for extant ferns. Taxon 55:705-731.

SOARES-SILVA, L.H, BIANCHINI, E., FONSECA, E.P., DIAS, M.C., MEDRI, M.C. & FILHO, W.Z. 1992. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice – Ibiporã, PR. In 2º Congresso Nacional Sobre Essências Nativas. Instituto Florestal, São Paulo, p.199-205.

SOARES-SILVA, L.H. & BARROSO, G.M. 1992. Fitossociologia do estrato arbóreo na porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina – PR, Brasil. In 8º Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo. SBSP, São Paulo, p.101-112.

SOUZA, R.P.M. 2008. Estrutura da comunidade arbórea de trechos de florestas de Araucária no estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. 2 ed. Instituto Plantarum. Nova Odessa.

STEHMANN, J.R., FORZZA, R.C., SALINO, A., SOBRAL, M., DA COSTA, D.P. & KAMINO, L.H.Y. 2009. Plantas da Floresta Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TOLEDO FILHO, D.V., BERTONI, J.E.A., BATISTA, E.A. & PARENTE, P.R. 2000. Fitossociologia de um fragmento Florestal à margem do Rio do Peixe, Município de Lindóia (SP). Rev. Inst. Florest. 12:37-45.

TOLEDO FILHO, D.V., LEITÃO FILHO, H.F., BERTONI, J.E.A., BATISTA, E.A. & PARENTE, P.R. 1993. Composição florística do estrato arbóreo da Reserva Estadual de Águas da Prata – (SP). Rev. Inst. Florest. 5:113-122.

TOMÉ, M.V.D.F., MIGLIORANZA, E., VILHENA, A.H.T. & FONSECA, E.P. 1999. Composição florística e fitossociológica do Parque Estadual Mata São Francisco. Rev. Inst. Florest. 11(1):13-23.

TOREZAN, J.M.D. 2002. Nota sobre a vegetação do rio Tibagi. In A bacia do rio Tibagi (M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta & J.A. Pimenta, ed.). Londrina, p.103-108.

VASCONCELLOS, J.M.O., DIAS, L.L., SILVA, C.P. & SOBRAL, M. 1992. Fitossociologia de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo – RS. Revista do Instituto Florestal 4:252-259.

VEIGA, M.N., MARTINS, S.S., SILVA, I.C., TORMENA, C.A. & SILVA, O.H. 2003. Avaliação dos aspectos florísticos de uma mata ciliar no Norte do Estado do Paraná. Acta Sci., Agron. 25:519-525.

VELOSO, H.P. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE – Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.

VIEIRA, M.G.L., MORAES, J.L., BERTONI, J.E.A., MARTINS, F.R. & ZANDARIN, M.A. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro (S.P.) II – Gleba Capetinga Oeste. Rev. Inst. Flor. 1(1):135-159.

Recebido em 19/04/10
Versão reformulada recebida em 23/01/11
Publicado em 04/02/11

Peixes da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, bacias dos Rios Tocantins e São Francisco, com observações sobre as implicações biogeográficas das "águas emendadas" dos Rios Sapão e Galheiros

***Flávio César Thadeo de Lima*[1,2] *& Rodrigo Antunes Caires*[1]**

[1]*Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – USP, CP 42494, CEP 04299-970, São Paulo – SP, Brasil*
[2]*Autor para correspondência: Flávio César Thadeo Lima, e-mail: fctlima@gmail.com*

LIMA, F.C.T. & CAIRES, R.A. **Fishes from the Serra Geral do Tocantins Ecological Station, Rio Tocantins and Rio São Francisco basins, with remarks on the biogeographical implications of the common headwater between the Rio Sapão and Rio Galheiros**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03411012011.

Abstract: A preliminary ichthyofaunistic survey conducted at the Serra Geral de Tocantins Ecological Station (Southeastern Tocantins and Northwest Bahia States, central Brazil) is presented. This Ecological Station is situated at the water divide between the Rio São Francisco basin (Rio Sapão) and Rio Tocantins (Rio Novo, Rio Balsas, and Rio Manuel Alves da Natividade basins). A common headwater ("água emendada") between the Rio Sapão and the Rio Galheiros (the latter a tributary of the Rio Novo) lies within the station boundaries and is considered in the literature as a potential area of faunistic interchange between the Rio São Francisco and the Rio Tocantins basins. Thirty-five fish species were recorded within the Serra Geral de Tocantins Ecological Station and at its immediate surroundings, some of which unknown to science and potentially endemic to the area. A total of 111 fish species were regionally recorded (i.e., including fish species recorded at downstream stretches of the Rio Sapão and Rio Novo/do Sono, below the ecological station). The cichlid *Cichlasoma sanctifranciscense* is here recorded for the first time for the Rio Tocantins basin. The occurrence of this species, as well as of the characin *Astyanax novae* in both the Rio Sapão and Rio Novo/do Sono basins, are here considered to be the only unequivocal examples of fish species that naturally transposed the water divide between the Rio São Francisco and the Rio Tocantins basins effected by the common headwater between Rio Sapão and Rio Galheiros.
Keywords: *biogeography, common headwater, ichthyofauna, Rio São Francisco basin, Rio Tocantins basin.*

LIMA, F.C.T. & CAIRES, R.A. **Peixes da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, bacias dos Rios Tocantins e São Francisco, com observações sobre as implicações biogeográficas das "águas emendadas" dos Rios Sapão e Galheiros**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03411012011.

Resumo: Um levantamento preliminar da ictiofauna que ocorre na Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins, situada no Sudeste do Estado do Tocantins e Noroeste do Estado da Bahia, é apresentado. A Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins situa-se no divisor de águas entre as bacias do Rio São Francisco (Rio Sapão) e Rio Tocantins (bacias dos Rios Novo, Balsas e Manuel Alves). A cabeceira comum ou "água emendada" do Rio Sapão e Rio Galheiros, este um afluente do Rio Novo, situa-se no interior da estação e é considerada na literatura como uma possível área de intercâmbio ictiofaunístico entre a bacia do Rio São Francisco e a bacia do Rio Tocantins. Trinta e cinco espécies de peixes foram registradas dentro da Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins e em seu entorno imediato, algumas delas desconhecidas da ciência e possivelmente endêmicas da região. Um total de 111 espécies de peixes foi registrado regionalmente (incluindo espécies de peixes registrados nos trechos do Rio Sapão e do Rio Novo/do Sono abaixo da estação). O acará *Cichlasoma sanctifranciscense* é aqui registrado pela primeira vez na bacia do Rio Tocantins. A ocorrência desta espécie, bem como do lambari *Astyanax novae*, no Rio Sapão e no Rio Novo/do Sono, são considerados os únicos exemplos inequívocos de transposição natural de espécies de peixes entre as bacias do Rio São Francisco e Tocantins efetuado pelas águas emendadas dos rios Sapão e Galheiros.
Palavras-chave: *biogeografia, águas emendadas, ictiofauna, Rio São Francisco, Rio Tocantins.*

Introdução

A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (E.E. Serra Geral do Tocantins) (Figura 1) situa-se na porção sudoeste do Estado do Tocantins e noroeste da Bahia, abarcando porções das cabeceiras de tributários do Rio Tocantins (rios Manoel Alves, Novo e Balsas) e um tributário do Rio São Francisco, o Rio Sapão. A E.E. Serra Geral do Tocantins situa-se, portanto, no divisor de águas entre esses dois sistemas. O divisor nessa região é estabelecido pela Serra Geral do Tocantins, que é a borda ocidental de um patamar planáltico, já em grande parte erodido na bacia do Rio Tocantins, embora alguns pequenos fragmentos, que surgem como morros ou pequenas chapadas, subsistam na área. A bacia do Rio São Francisco drena a porção ainda contínua desse patamar planáltico e que, portanto, vem sendo paulatinamente capturada para a bacia do Rio Tocantins, à medida que a erosão progride em suas bordas. De fato, a existência da cabeceira comum dos rios Sapão (bacia do Rio São Francisco) e Galheiros/Novo (bacia do Rio Tocantins) atesta o efeito da progressão da erosão remontante na captura de antigos tributários da bacia do Rio São Francisco para a bacia do Rio Tocantins. Esse é um fato de grande interesse biogeográfico, como relatado adiante.

A bacia do Rio Tocantins abrange aproximadamente 750.000 km (Goulding et al. 2003). Historicamente, o Rio Tocantins tem sido tratado como um sistema independente da bacia amazônica, baseado no fato de que há pouca mistura entre as águas do Rio Amazonas e as do Rio Tocantins no estuário de Marajó, aparentemente devido ao "represamento" das águas do Amazonas pelas do Tocantins na região do estreito de Breves (Barthem & Schwassmann, 1994). Contudo, como notado por Goulding et al. (2003), o Rio Tocantins é um Rio essencialmente amazônico em termos da composição de sua biota, mesmo que ele não possa ser considerado, rigorosamente falando, um tributário do Rio Amazonas. Graças a intensos levantamentos ictiofaunísticos em alguns trechos da bacia realizados nos últimos 30 anos, infelizmente ligados à construção de hidrelétricas, como Tucuruí, Lageado e Serra da Mesa (para Tucuruí, ver Santos et al. 1984, 2004), a fauna de peixes da bacia do Rio Tocantins pode ser considerada hoje relativamente bem conhecida quando comparada à ictiofauna dos outros subsistemas amazônicos. Segundo uma compilação realizada pelos autores, através da consulta de literatura e espécimes de museu, um mínimo de 520 espécies de peixes ocorrem na bacia do Rio Tocantins, 30% das quais endêmicas a esse sistema. Biogeograficamente, a ictiofauna do Rio Tocantins é claramente mais proximamente relacionada àquela da bacia amazônica, mas essa associação biogeográfica deve ter sido causada por dois processos históricos distintos. Um desses processos é a relativa conectividade existente entre as terras baixas do baixo Amazonas com a depressão tectonicamente ativa do Rio Araguaia, o que propiciou a entrada de muitas espécies originárias da biota da Amazônia Central na bacia do Rio Tocantins, notadamente no Rio Araguaia (Lima & Ribeiro, 2011). Também existe a relação entre as ictiofaunas dos rios do sul do cráton amazônico, particularmente no presente caso entre as bacias dos rios Tocantins e Xingu. Essas bacias compartilham um extenso divisor de águas, em que intercâmbios faunísticos resultantes da captura de pequenos sistemas hidrográficos devem ter ocorrido continuamente nessa área do escudo brasileiro, que é relativamente suscetível à atividade neotectônica, ou seja, ocorrida do Plioceno (3 m.a.) ao período recente (Lima & Ribeiro 2011).

A bacia do Rio São Francisco abarca aproximadamente 631.133 km (Sato & Godinho, 1999). Sua ictiofauna é uma das mais bem conhecidas da América do Sul (Britski et al. 1984, Sato & Godinho 1999, Alves & Pompeu 2001), tendo sido uma das primeiras a receber um estudo monográfico detalhado (Lütken 1875, republicado, em tradução para o português em 2001). Uma compilação realizada pelos autores indicou a existência de no mínimo 180 espécies de peixes nativas ocorrendo nessa bacia (não incluindo nesse cômputo espécies estuarinas que ocasionalmente penetram em água doce), das quais aproximadamente 59% são endêmicas a esse sistema. Biogeograficamente, a ictiofauna do Rio São Francisco é, como apontado inicialmente por Vari (1988), claramente híbrida em sua origem, apresentado relações com todos os sistemas hidrográficos em seu entorno. Assim, alguns táxons ocorrentes na bacia apresentam relações mais estreitas com a porção superior da bacia do Rio Paraná, o que é evidenciado pela ocorrência de espécies comuns a ambos os sistemas, como *Piabina argentea* (Characidae, Ribeiro 2006), *Cetopsis gobioides* (Cetopsidae; Vari et al. 2005), *Salminus hilarii* (Characidae, Lima 2006) e *Corydoras difluviatilis* (Britto & Castro 2002). Relações com rios do leste brasileiro são apontadas também pela ocorrência de grupos monofiléticos comuns a esses sistemas, como os gêneros *Pareiorhaphis* (Loricariidae, Pereira & Reis 2002), *Neoplecostomus* (Loricariidae: Langeani 1990), e as espécies *Oligosarcus argenteus* (Characidae; Menezes 1987, 1988) e *Steindachnerina elegans* (Curimatidae: Vari 1988). Por outro lado, alguns táxons pertencendo a grupos monofiléticos de ampla distribuição em drenagens do norte da América do Sul cis-andina, como *Pygocentrus piraya* (Serrasalmidae, Fink 1993, Hubert et al. 2006) e *Curimatella lepidura* (Curimatidae: Vari 1988), ocorrem na bacia do Rio São Francisco. Uma relação biogeográfica do Rio São Francisco com a bacia do alto Rio Tocantins é apontada pela existência de grupos monofiléticos ocorrentes em ambas as áreas nos gêneros *Cynolebias* e *Simpsonichthys* (Rivulidae: Costa 2001, 2003). Por fim, a bacia do Rio São Francisco é caracterizada pela ocorrência de elementos relictuais, como *Franciscodoras marmoratus* (Doradidae) e *Conorhynchus conirostris* (atualmente considerada *incertae sedis* em Siluriformes) (e.g., De Pinna 1998).

Portanto, o fato da região do Jalapão situar-se no divisor de águas entre as bacias dos rios Tocantins e São Francisco, dois sistemas hidrográficos muito distintos ictiofaunisticamente, a torna de particular interesse biogeográfico. Contudo, faltam estudos detalhados sobre a ictiofauna local. O conhecimento ictiológico na região iniciou-se quando o ictiólogo norte-americano John D. Haseman, no decurso de uma de suas expedições na América do Sul, ascendeu o Rio Sapão, a partir do Rio São Francisco, e, atravessando o divisor de águas, alcançou o Rio Novo, na região da Cachoeira da Velha, na bacia do Rio Tocantins, entre janeiro e fevereiro de 1908 (Haseman & Eigenmann 1911). Nessa expedição, Haseman chegou à cabeceira comum dos rios Sapão e Galheiros, que ele descreveu como sendo

> *"…the basin of an old drained mountain lake having a good connection with the Rio Sapon (sic) and Nova (sic), thus uniting the São Francisco and the Amazon basins..."* (Haseman & Eigenmann 1911: 288).

Esses autores concluem notando que essa descoberta representa

> *"...the confirmation of the rumor that there is a connection between the Rio Tocantins and the Rio São Francisco"* (Haseman & Eigenmann, 1911: 288).

Embora relativamente bem conhecida, o potencial significado biogeográfico dessa "conexão" entre esses dois grandes sistemas hidrográficos nunca foi devidamente estudado pelos ictiólogos. Somente Menezes (1976) utilizou essa evidência de conectividade entre esses dois sistemas hidrográficos, ao apontar que a ocorrência de *Galeocharax gulo* (Characidae) tanto na bacia amazônica (incluindo Rio Tocantins) como na do São Francisco seria explicável pela

> *"...direct communication between the Rio Sapão, a tributary of the São Francisco, and the Rio do Sono, a tributary of the Tocantins..."* (Menezes, 1976: 45).

Entretanto, esse mesmo autor considerou subsequentemente que o registro de *Galeocharax gulo* na bacia do Rio São Francisco seria, na verdade, equivocado (Menezes 2007). É preciso notar que

a cabeceira comum entre os rios Sapão e Galheiros não pode ser de forma alguma comparada à famosa conexão existente entre os rios Negro e Orinoco, o Rio Casiquiare, que é um grande efluente do Rio Orinoco que desemboca no Rio Negro, e que efetivamente conecta os trechos superiores desses dois grandes sistemas hidrográficos (Winemiller et al. 2008), sendo apenas uma área de cabeceira comum.

Portanto, mais que um simples inventário ictiofaunístico, a expedição ictiológica à E.E. Serra Geral de Tocantins constituiu-se em uma oportunidade de entender melhor o potencial papel biogeográfico dessa "água emendada" entre as bacias dos rios Tocantins e São Francisco. Para tanto, as observações realizadas nas nascentes do Sapão, conjugadas à lista das espécies de peixes coletadas em vários trechos da bacia do Rio do Sono e do Rio Sapão, coletados tanto durante a expedição de fevereiro de 2008 como em expedições anteriores à mesma região realizadas por outros ictiólogos, permitiu compreender o real significado desse contato entre esses dois grandes sistemas hidrográficos.

Material e métodos

Dezessete pontos (7 dos quais situados dentro dos limites da E.E. Serra Geral de Tocantins – EESGT; Apêndice 1) foram amostrados ictiologicamente entre o final de janeiro e o início de fevereiro de 2008, compreendendo as bacias dos rios Manuel Alves e Sono (bacia do Rio Tocantins), e do Rio Sapão (bacia do Rio São Francisco). Coletas foram realizadas basicamente com redes de arrasto (2 × 1 metros, malha 1 mm e 6 × 1 m, malha 3 mm) e puçás retangulares (1 × 0.6 m, malha 1 mm). Em algumas localidades, alguns peixes foram coletados com puçás durante mergulho livre. Devido à época da coleta, realizada em plena estação chuvosa, os rios e riachos do Jalapão encontravam-se cheios, o que dificultou a coleta em alguns pontos e praticamente a inviabilizou em outros (por exemplo, na cabeceira do Rio Sapão e no Rio Peixinho). O material foi fixado em formol 10%, e ao chegar ao laboratório, transferido para álcool 70°. Todos os espécimes foram catalogados na coleção do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP; números de catálogo 98461 a 98539). Também foi examinado o material depositado no MZUSP coletado pelos ictiólogos Osvaldo Oyakawa, Alberto Akama, Cristiano Moreira, José C. Nolasco e Valdener Garutti em quatro expedições distintas, ao Rio Sapão (1998), Rio Novo (2001) e rios Manuel Alves e Sapão (agosto e novembro de 2002). A lista publicada por Aloísio et al. (2005) de peixes da bacia do Rio Novo/do Sono foi analisada, e o material coletado por esses autores depositado no MZUSP revisado, para confirmar as identificações das espécies e retificar eventuais identificações incorretas.

Resultados

Na região de estudo, compreendendo os limites das EESGT e seu entorno imediato, dentro do alto curso das bacias dos rios Manoel Alves, Novo, Sapão e Balsas, foram registradas 35 espécies (Tabela 1). Destas, 26 espécies foram coletadas dentro dos limites da unidade de conservação, enquanto que nove espécies obtidas apenas em sítios de amostragem no entorno imediato da unidade. Tais espécies, amostradas em sítios muito próximos e em drenagens diretamente conectadas com a EESGT, muito provavelmente também ocorrem dentro da área protegida, e portanto estão incluídas na listagem da Unidade (Tabela 1). Numa escala mais ampla, em toda a região do Jalapão (incluindo todo o entorno da EESGT e do contíguo P.E. do Jalapão) foram registradas aproximadamente 111 espécies de peixes (Tabela 6).

Não existiam levantamentos prévios publicados da região da EESGT e seu entorno imediato. Registros de algumas poucas espécies foram publicados do Rio Sapão e do Rio do Sono, baseado no material coletado por John Haseman em 1908. Foram registrados *Bryconamericus novae* Eigenmann & Henn, *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner) e *Cichlasoma araguaiense* Kullander na Cachoeira da Velha, no Rio Novo, *Moenkhausia sanctaefilomenae* e *Cichlasoma sanctifranciscense* no Rio Sapão na localidade de "Prazeres", e *Astyanax novae* em ambas as localidades (Eigenmann 1917, p. 10, 1921, p. 259, 1927, p. 368, Haseman 1911, p. 339, Kullander 1983, p. 240). Dentre estas espécies, *Astyanax novae* e *Bryconamericus novae* têm como localidade-tipo o Rio Sapão em "Prazeres" (nome pelo qual a região da cabeceira do Rio Sapão é até hoje conhecida; C. Nogueira, com. pess.) e o Rio Novo na Cachoeira da Velha, respectivamente. *Bryconamericus novae* não foi coletada recentemente na localidade-tipo, embora duas espécies de *Knodus* (um gênero relacionado a *Bryconamericus* que é por alguns, considerado como um sinônimo deste) tenham sido coletadas no Rio Novo, na região da Cachoeira da Velha. Nenhuma das duas, entretanto, concorda com a descrição de *Bryconamericus novae*. Coleta de material topotípico e uma revisão do grupo são necessárias para um estabelecimento mais adequado da identidade desta espécie.

Quanto à família Cichlidae, Haseman (1911, p. 339) registrou *Cichlasoma bimaculatum* no Rio do Sono e no Rio Sapão em Prazeres. Kullander (1983, p. 240), em sua revisão do gênero *Cichlasoma*, considerou o registro do Rio do Sono como sendo *Cichlasoma araguaiense*, e o registro do Rio Sapão como pertencendo a *Cichlasoma sanctifranciscense*. Essas identificações foram feitas, contudo, sem o exame dos espécimes estudados por Haseman (1911), ficando implícito que foram baseadas na suposição de que *Cichlasoma araguaiense* seria a única espécie do gênero a ocorrer na bacia do Rio Tocantins, enquanto que no Rio São Francisco ocorreria apenas *Cichlasoma sanctifranciscense*. O exame de espécimes recentemente coletados na bacia do Rio do Sono/Novo, comparados àqueles do Rio Sapão (Apêndice 2), mostrou que a *Cichlasoma* a ocorrer na bacia do Rio do Sono/Novo é, na realidade, *Cichlasoma sanctifranciscense*. Esses exemplares apresentam manchas escuras grandes na cabeça e uma contagem de quatro raios duros na nadadeira anal, características típicas de *Cichlasoma sanctifranciscense* (Figura 2), ao passo que *C. araguaiense* é uma espécie com manchas corporais menos marcadas, sem grandes manchas na cabeça, e tipicamente com apenas três espinhos na nadadeira anal (Kullander 1983). Interessantemente, baseado no exame de material do MZUSP, *Cichlasoma araguaiense* parece ser a espécie do gênero a ocorrer na bacia do alto Rio Tocantins no Estado de Goiás e também na bacia do Rio Manuel Alves da Natividade, Estado de Tocantins (Apêndice 2). Isso sugere fortemente que a população de *Cichlasoma sanctifranciscense* que ocorre na bacia do Rio do Sono teria invadido esse sistema hidrográfico através da cabeceira comum entre o Rio Sapão e o Rio Galheiros, enquanto que o resto da bacia do Rio Tocantins, incluindo a bacia do Rio Manuel Alves da Natividade, é habitado pela espécie que é bem distribuída nessa bacia, *Cichlasoma araguaiense*.

É preciso notar que a presente listagem de peixes da E.E. Serra Geral do Tocantins é extremamente preliminar, e que muitas coletas adicionais serão ainda necessárias para tornar a ictiofauna dessa unidade de conservação relativamente bem conhecida. Como mencionado no item "Material e métodos", a expedição foi realizada durante o período chuvoso, e o elevado volume de águas dificultou ou virtualmente inviabilizou a coleta em diversos dos pontos. De qualquer forma, por se tratar de uma região alta, os rios que drenam a E.E. Serra Geral do Tocantins apresentam as características esperadas para cursos d'água em região de cabeceiras, i.e., forte correnteza, profundidade relativamente elevada e águas transparentes, o que torna a coleta de peixes muito mais difícil que a realizada em cursos d'água em áreas mais baixas. A isso se soma o fato da dificuldade de

acesso aos rios e ribeirões dentro dos limites da E.E. Serra Geral do Tocantins, uma área protegida relativamente extensa e com poucas e precárias estradas cortando a estação ecológica, o que resultou em poucos pontos amostrais situados de fato dentro dos limites da unidade de conservação. Em particular, áreas extensas das bacias do Rio Balsas e do alto Rio Novo situadas dentro dos limites da E.E. Serra Geral do Tocantins (Figura 1) são relativamente pouco acessíveis, e não foram amostradas de modo adequado no presente estudo. A dificuldade de acesso é refletida também pelo fato de que, aparentemente, anteriormente à expedição de fevereiro de 2008, não existiam coleções ictiológicas efetuadas dentro dos limites da E.E. Serra Geral do Tocantins, exceção feita à coleta de Haseman (1911, p. 339) no Rio Sapão em Prazeres.

Tendo em vista o pouco conhecimento da diversidade de peixes no interior da E.E. Serra Geral do Tocantins, são aqui incluídas e discutidas listas das espécies de peixes coletadas na bacia do Rio Manuel Alves da Natividade nas imediações do município de Rio da Conceição, na bacia do Rio Novo/Rio do Sono, do trecho situado fora da E.E. Serra Geral do Tocantins até a Cachoeira da Velha, e do Rio Sapão. Obviamente, não é possível assegurar que as espécies registradas nas adjacências da E.E. Serra Geral do Tocantins ocorram dentro da unidade de conservação. A E.E Serra Geral do Tocantins situa-se numa região alta, onde nascem tributários dos rios acima citados, além de tributários do Rio das Balsas, um afluente do Rio Tocantins. Regiões de cabeceiras são caracterizadas por possuírem comunidades ictiofaunísticas mais pobres que os trechos de jusante, um resultado tanto da dificuldade de colonização devido à presença de barreiras (corredeiras/cachoeiras), quanto por fatores ecológicos (menor volume de águas, baixa diversidade de habitats, oligotrofismo). A seguir, a ictiofauna encontrada em cada uma desses subsistemas é analisada separadamente, levando-se em conta os diferentes fatores atuantes na ocorrência e na distribuição da fauna de cada região considerada.

1. Bacia do Rio Manuel Alves da Natividade

O Rio Manuel Alves da Natividade (não confundir com o homônimo Rio Manuel Alves, situado na região centro-norte do Estado do Tocantins) é um tributário do Rio Tocantins, que tem suas cabeceiras na porção sul e sudoeste da E.E. Serra Geral do

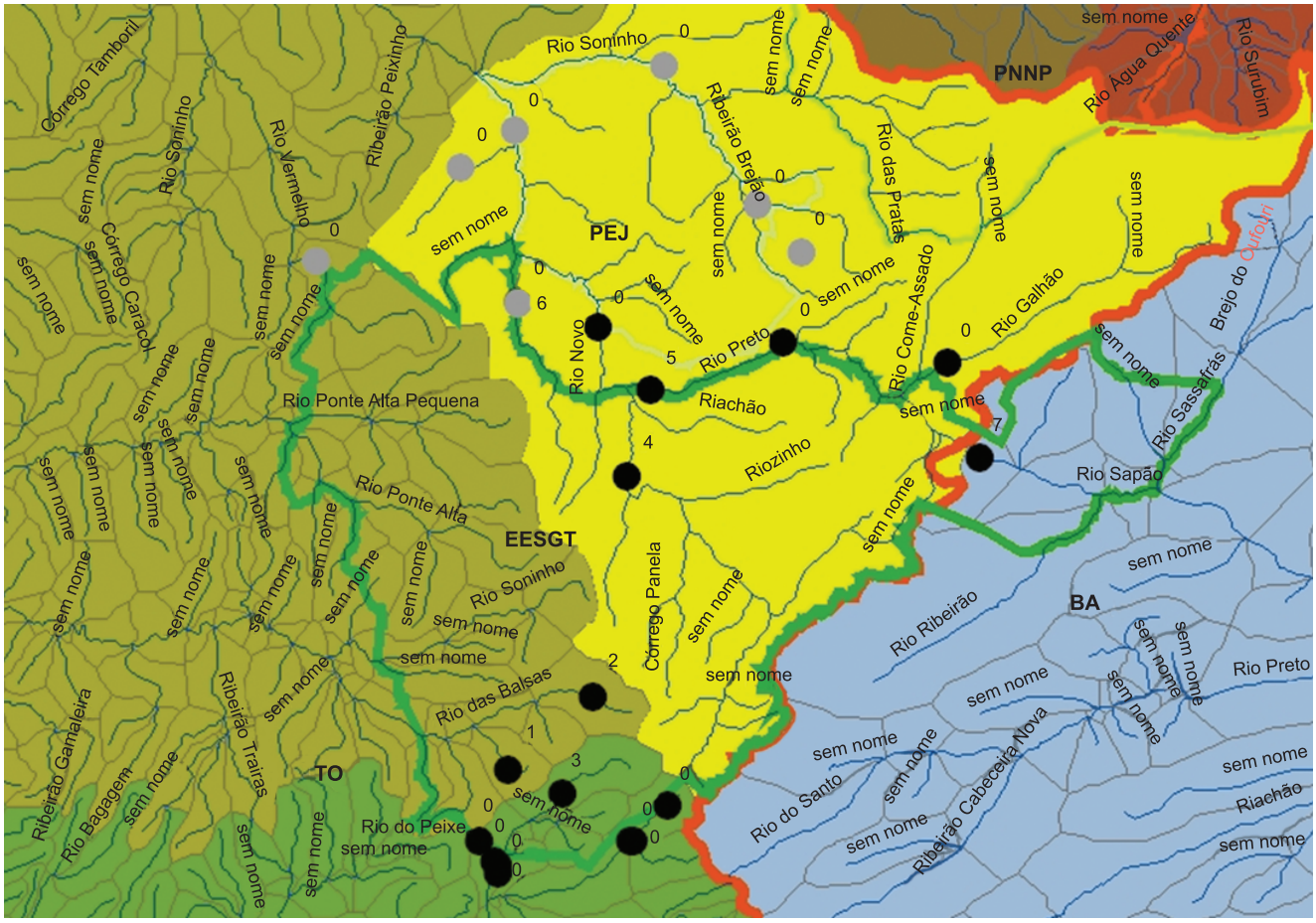

Figura 1. Mapa da região da Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins, mostrando os limites da estação (em verde) e os pontos de coleta de peixes realizados no interior da estação e em seu entorno amostrados pela expedição de fevereiro de 2008 e por expedições prévias, cujo material foi analisado (bolas cinzas e pretas). Localidades da expedição de fevereiro de 2008 no interior da E.E. Serra Geral do Tocantins numerados de 1 a 7, de acordo com a lista de localidades constante no Apêndice 1. Verde-claro: bacia do rio Novo/do Sono. Verde-musgo: Bacia do rio Balsas. Verde-escuro: Bacia do rio Manuel Alves da Natividade. Azul: Bacia dos rios Sapão/Preto. castanho: Bacia do rio Parnaíba.

Figure 1. Map from the Serra Geral de Tocantins ecological station and surroundings, showing the borderlines of the station (indicated in green) and collecting sites within the station and surrounding area sampled during the expedition of February 2008 and previous expeditions (gray and black dots). Collecting sites of the expedition of February 2008 within the Serra Geral do Tocantins ecological station numbered 1-7 (collecting sites described in the Appendix 1). Light green: Rio Novo/rio do Sono basin. Moss green: Rio Balsas basin. Dark green: Rio Manuel Alves da Natividade basin. Blue: Rio Sapão/rio Preto basin. Chestnut: Rio Parnaíba basin.

Tabela 1. Espécies de peixes registradas na E.E. Serra Geral do Tocantins. 1 – Bacia do Rio Manuel Alves da Natividade. 2 – Bacia do Rio das Balsas. 3 – Bacia do Rio Novo. 4 – Bacia do Rio Sapão. (X): espécie coletada no entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, muito provavelmente ocorrendo no interior da mesma.

Table 1. Fish species recorded at Serra Geral do Tocantins Ecological Station. 1 – Rio Manuel Alves da Natividade basin. 2 – Rio das Balsas basin. 3 – Rio Novo basin. 4 – Rio Sapão basin; (X): species collected near Serra Geral do Tocantins Ecological Station, with very likely occurrence within the ecological station.

Espécies	1	2	3	4
Characiformes				
Anostomidae (1)				
Leporinus sp.	–	–	X	–
Crenuchidae (4)				
Characidium cf. *zebra* Eigenmann, 1909	–	–	X	–
Characidium sp. 1 "l.l. interrompida"	X	–	–	–
Characidium sp. 2 "*jobertina*"	–	–	X	–
Characidium sp. 3 "*jobertina* X *xanthopterum*"	–	–	(X)	–
Erythrinidae (2)				
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	–	X	–	X
Hoplias cf. *malabaricus* (Bloch, 1794)	–	–	(X)	–
Characidae (15)				
Acestrorhynchus falcatus (Bloch, 1794)	–	–	X	–
Astyanax novae Eigenmann, 1911	X	–	X	–
Bryconops sp. 1 "Rio Novo"	–	–	X	–
Bryconops sp. 2 "Rio Preto"	–	–	X	–
Bryconops sp. 3 "Frito Gordo"	–	–	X	–
Caiapobrycon tucurui Malabarba & Vari, 2000	X	–	–	–
Creagrutus britskii Vari & Harold, 2001	X	–	–	–
Knodus cf. *savannensis* Géry, 1961	–	X	–	–
Knodus sp. 1 "Rio Novo"	–	–	X	–
Hasemania sp.	–	–	X	–
Hemigrammus sp. 1 "gorducho"	X	–	–	–
Hemigrammus sp. 2 "Sapão"	–	–	–	X
Hyphessobrycon sp. 1 "vermelhinho"	–	–	(X)	–
Hyphessobrycon sp. 2 "garganta vermelha"	–	–	(X)	–
Hyphessobrycon sp. 3 "falsa *Moenkhausia lepidura*"	–	–	(X)	–
Siluriformes				
Auchenipteridae (2)				
Centromochlus sp.	–	X	–	–
Parauchenipterus cf. *galeatus*	–	–	(X)	–
Heptapteridae (3)				
Rhamdia cf. *quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)	–	–	(X)	–
Phenacorhamdia sp. "longa"	–	X	–	–
Phenacorhamdia sp. "curta"	–	X	–	–
Gymnotiformes				
Gymnotidae (1)				
Gymnotus sp.	–	–	(X)	–
Sternopygidae (2)				
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	–	–	(X)	–
Eigenmannia sp.	X	–	(X)	–
Cyprinodontiformes				
Rivulidae (3)				
Rivulus cf. *decoratus* Costa, 1989	–	–	–	X
Rivulus zygonectes Myers, 1927	–	X	–	–
Rivulus sp. "Rio Novo"	–	–	X	–
Perciformes				
Cichlidae (2)				
Cichlasoma sanctifranciscense Kullander, 1983	–	–	X	–
Crenicichla cf. *inpai* Ploeg, 1991	–	–	X	–

Tocantins, pouco acima do município de Rio da Conceição. Nesta bacia, foram realizadas coletas no Rio Manuel Alves da Natividade e afluentes nos arredores do município de Rio da Conceição. Material previamente coletado por expedições do MZUSP na região foi também incluído. Dez localidades foram amostradas, das quais uma única (Rio Cascavel) encontra-se dentro dos limites da E.E. Serra Geral do Tocantins. Trinta e uma espécies foram coletadas, das quais apenas cinco espécies foram registradas dentro da E.E. Serra Geral do Tocantins (Tabela 2). É bastante provável que muitas das espécies de peixes registradas na bacia do Rio Manuel Alves da Natividade nas proximidades de Rio da Conceição ocorram dentro da E.E. Serra Geral do Tocantins, uma vez que o Rio Cascavel, o único ponto amostrado da bacia situado nos limites da unidade de conservação, é um trecho de cabeceiras do Rio Peixinho, não tendo sido possível acessar as porções mais baixas desse Rio situadas dentro da Estação Ecológica.

2. Bacia do Rio das Balsas

O Rio das Balsas é um afluente do Rio do Sono, mas preferimos considera-lo aqui como uma unidade hidrográfica distinta devido à sua grande extensão. A Tabela 3 inclui apenas as espécies coletadas em dois riachos de cabeceira pertencentes à bacia do Rio das Balsas, ambos situados dentro da E.E. Serra Geral do Tocantins, uma vez que aparentemente, pouco ou nenhum material do trecho inferior da bacia do Rio das Balsas existe em coleções ictiológicas. Considerando o baixíssimo número de pontos amostrados (2) e de espécies coletadas (6) (Tabela 3), fica claro que muita coleta terá de ser ainda realizada nesse subsistema até que ele possa ser considerado como satisfatoriamente conhecido ictiologicamente.

3. Bacia do Rio Novo/do Sono

A bacia do Rio Novo, nome local do trecho superior do Rio do Sono, um importante afluente do Rio Tocantins, compreende os maiores cursos d'água a atravessarem a E.E. Serra Geral do Tocantins. Além do próprio Rio Novo, afluentes de porte relativamente grande, como o Rio Preto e o Rio Verde, também estão dentro dos limites da estação ecológica. Não surpreendentemente, essa bacia é a que, até o momento, abarca a maior diversidade ictiofaunística na região do Jalapão, com um total de 65 espécies registradas, das quais 13 com ocorrência registrada, e outras 10 com ocorrência quase certa, dentro da E.E. Serra Geral do Tocantins (Tabela 4). Em parte, essa maior diversidade se deve ao fato de que esse é o sub-sistema do Rio Tocantins a drenar a região da E.E. Serra Geral do Tocantins que foi mais amostrado durante a expedição, e que contava com várias localidades previamente inventariadas (Figura 1). As espécies aqui consideradas como quase certamente ocorrendo dentro da E.E. Serra Geral do Tocantins são aquelas que foram coletadas nas proximidades da estação ecológica, i.e., no Rio Novo pouco abaixo do trecho que cruza a unidade de conservação, ou em afluentes do Rio Preto (especificamente, Rio Galheiros e ribeirão Brejão) pouco acima da estação ecológica. Por outro lado, a maioria das 32 espécies de peixes registradas nessa bacia (mas que não foram encontradas nas proximidades da E.E. Serra Geral do Tocantins) foi coletada no Rio do Sono na região da Cachoeira da Velha. Segundo moradores locais, a porção superior do Rio Novo é naturalmente depauperada em espécies de peixes. Supostamente, a Cachoeira da Velha deve constituir uma barreira à dispersão de muitas espécies de peixes amplamente distribuídas na bacia do Rio Tocantins e na bacia amazônica de uma forma geral e que foram detectadas abaixo dela, como, por exemplo, a raia (*Potamotrygon hystrix*), a bicuda (*Boulengerella cuvieri*), a cachorra (*Hydrolycus tatauaia*), a matrinchã (*Brycon* sp.), o pacu-prata (*Myloplus* cf. *torquatus*), o dourado (*Salminus* sp.) e o peixe-elétrico (*Electrophorus electricus*). Como a Cachoeira da Velha situa-se a uma considerável distância do limite norte da estação ecológica (ca. 20 km) e é ainda mais longe do trecho do Rio Novo em que ele deixa de correr inteiramente dentro da mesma (46 km em linha reta), parece bastante seguro afirmar-se que uma considerável parte da diversidade de peixes a ocorrer na bacia do Rio do Sono não ocorre dentro dos limites da E.E. Serra Geral do Tocantins.

Figura 2. *Cichlasoma sanctifranciscense*, MZUSP 98498, 61,5 mm CP: Mateiros, Rio Novo, perto da foz do córrego Lajeiro, E.E. Serra Geral do Tocantins.

Figure 2. *Cichlasoma sanctifranciscense*, MZUSP 98498, 61.5 mm SL: Mateiros, Rio Novo, near mouth of córrego Lajeiro, Serra Geral do Tocantins ecological station.

4. Bacia do Rio Sapão

Esse afluente do Rio Preto, por sua vez afluente do Rio Grande, que é o maior tributário do Rio São Francisco no Estado da Bahia, tem certa notoriedade por ter uma cabeceira compartilhada com o Rio Galheiros, este sendo um afluente do Rio Novo, na bacia do Rio Tocantins. A cabeceira comum a esses dois rios (conhecida como "Lagoa dos três rios") encontra-se dentro dos limites da E.E. Serra Geral do Tocantins e foi visitada durante a expedição de fevereiro de 2008. Infelizmente, o grande volume de águas durante o período da visita praticamente impossibilitou a realização de coletas nessa localidade. A lista abaixo é baseada em material coletado em três expedições distintas, realizadas entre 1998 e 2002 por ictiólogos do MZUSP, no trecho médio e inferior da bacia do Rio Sapão. Um total de 35 espécies de peixes foi encontrado no Rio Sapão, das quais apenas duas foram coletadas na cabeceira do Rio Sapão, uma terceira (*Hoplerythrinus unitaeniatus*) tendo sido observada nessa localidade e assim também incluída (Tabela 5). São incluídas as duas espécies de peixes coletadas por Haseman no Rio Sapão em Prazeres, que é o nome da região em que a cabeceira comum do Sapão e Galheiros se situa. Não é possível prever quantas espécies conhecidas do trecho médio e inferior do Rio Sapão eventualmente ocorreriam dentro da E.E. Serra Geral do Tocantins, e coletas adicionais são necessárias para que uma lista adequada da diversidade ictiofaunística nesse trecho do Rio seja conhecida.

Discussão

O número de espécies de peixes registrados em rios da bacia do Rio Tocantins na E.E. Serra Geral do Tocantins (35) é baixo, considerando que esse sistema hidrográfico detém uma alta riqueza ictiofaunística (> 520 spp.). Como notado acima, esse baixo número de espécies é, em parte, resultado de problemas amostrais, i.e., um baixo número de pontos amostrados devido às dificuldades de acesso

Tabela 2. Peixes da bacia do Rio Manuel Alves da Natividade, no interior da E.E. Serra Geral do Tocantins e entorno. Lotes-testemunho estão catalogados na coleção do MZUSP.

Table 2. Fishes from Rio Manuel Alves da Natividade basin, at the E.E. Serra Geral do Tocantins and surrounding areas. Voucher lots are all cataloged at MZUSP.

	E.E. Serra Geral do Tocantins	Entorno	Lote-testemunho
Characiformes			
Anostomidae (2)			
Leporinus bistriatus Britski, 1997	–	X	83858
Leporinus tigrinus Borodin, 1929	–	X	83860
Crenuchidae (1)			
Characidium sp. 1 "l.l. interrompida"	X	X	98472, 98477, 98481
Erythrinidae (3)			
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	–	X	84061, 98461
Hoplias aimara (Valenciennes, 1847)	–	X	83877
Hoplias cf. *malabaricus* (Bloch, 1794)	–	X	83873
Characidae (11)			
Astyanax novae Eigenmann, 1911	–	X	83869
Astyanax sp. 1 (grupo. *scabripinnis*)	–	X	84098
Astyanax sp.	–	X	98476
Bryconops sp.	–	X	84055
Caiapobrycon tucurui Malabarba & Vari, 2000	X	–	98473
Creagrutus britskii Vari & Harold, 2001	X	X	84062, 98474, 98479, 98482
Creagrutus saxatilis Vari & Harold, 2001	–	X	84053
Knodus cf. *savannensis* Géry, 1961	–	X	84181, 98480, 98483
Hemigrammus sp. 1 "gorducho"	X	X	98475, 98484, 98485, 98486, 98489
Moenkhausia sp.	–	X	84052
Roeboexodon guyanensis (Puyo, 1948)	–	X	83868
Tetragonopterus sp.	–	X	83866
Siluriformes			
Trichomycteridae (2)			
Ituglanis sp.	–	X	83871
Homodiaetus sp.	–	X	84050
Callichthyidae (1)			
Aspidoras sp.	–	X	98488
Loricariidae (3)			
Harttia punctata Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001	–	X	83864
Loricaria sp.	–	X	84056
Hypostomus sp.	–	X	85790
Auchenipteridae (1)			
Tatia sp.	–	X	82348
Heptapteridae (2)			
Cetopsorhamdia sp.	–	X	87237, 92613
Phenacorhamdia sp. "curta"	–	X	98478
Gymnotiformes			
Sternopygidae (1)			
Eigenmannia sp.	X	X	98469, 98471
Cyprinodontiformes			
Rivulidae (1)			
Rivulus zygonectes Myers, 1927	–	X	98470, 98487
Perciformes			
Cichlidae (3)			
Cichlasoma araguaiense Kullander, 1983	–	X	84054
Geophagus cf. *altifrons* Heckel, 1840	–	X	83875
Retroculus lapidifer (Castelnau, 1855)	–	X	82126

Tabela 3. Peixes da bacia do Rio das Balsas coletados na E.E. Serra Geral do Tocantins. Lotes-testemunho estão catalogados na coleção do MZUSP.
Table 3. Fishes from Rio das Balsas collected at Serra Geral do Tocantins ecological station. Voucher lots are all cataloged at MZUSP.

Espécies	Lote-testemunho
Characiformes	
Erythrinidae (1)	
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	98461
Characidae (1)	
Knodus cf. *savannensis* Géry, 1961	98465, 98462
Siluriformes	
Auchenipteridae (1)	
Centromochlus sp.	98464
Heptapteridae (2)	
Phenacorhamdia sp. "longa"	98467
Phenacorhamdia sp. "curta"	98466
Cyprinodontiformes	
Rivulidae (1)	
Rivulus zygonectes Myers, 1927	98463, 98468

Tabela 4. Peixes da bacia do Rio Novo/rio do Sono, no interior da E.E. Serra Geral do Tocantins e entorno. * Espécies citadas por Aloísio et al. (2005), não examinadas no presente estudo (material não depositado no MZUSP). 1 – *Leporinus* sp. de Aloísio et al. (2005). 2 – *Mylesinus schomburgkii* de Aloísio et al. (2005). 3 – *Acestrocephalus sardina* de Aloísio et al. (2005). 4 – *Moenkhausia sanctaefilomenae* de Aloísio et al. (2005). 5 – *Salminus* cf. *hilarii* de Aloísio et al. (2005). 6 – *Geophagus surinamensis* de Aloísio et al. (2005). **(X)**: Espécies coletadas em tributários do Rio Novo acima da área da E.E. Serra Geral do Tocantins, e de ocorrência muito provável no interior da mesma. Lotes-testemunho estão catalogados na coleção do MZUSP.

Table 4. Fishes from the Rio Novo/rio do Sono basin, at the E.E. Serra Geral do Tocantins and surrounding areas. * Species recorded by Aloísio et al. (2005), not examined during the present study (specimens not deposited at MZUSP). 1 – *Leporinus* sp. in Aloísio et al. (2005). 2- *Mylesinus schomburgkii* in Aloísio et al. (2005). 3 – *Moenkhausia sanctaefilomenae* in Aloísio et al. (2005). 4- *Acestrocephalus sardina* in Aloísio et al. (2005). 5- *Salminus* cf. *hilarii* in Aloísio et al. (2005). 6 – *Geophagus surinamensis* in Aloísio et al. (2005). **(X)**: Species collected in tributaries of the Rio Novo above Serra Geral do Tocantins ecological station, which probably occur within the protected area. Voucher lots are all cataloged at MZUSP.

Espécies	E.E. Serra Geral do Tocantins	Entorno	Lote-testemunho
Chondrichthyes			
Myliobatiformes			
Potamotrygonidae (1)			
Potamotrygon cf. *histrix** (Müller & Henle, 1834)	–	X	-
Characiformes			
Anostomidae (2)			
Leporinus ortomaculatus [1] Garavello, 2000	–	X	83525, 83484,
Leporinus sp.	X	–	98493
Curimatidae (1)			
Cyphocharax cf. *spilurus* Günther, 1864	–	X	83501, 83504, 97498
Hemiodontidae (2)			
Hemiodus ternetzi Myers, 1927	–	–	83506, 83508
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)	–	–	83518
Crenuchidae (3)			
Characidium cf. *zebra* Eigenmann, 1909	X	X	98549, 98496, 98502, 98512, 98528, 83491
Characidium sp. 2 "*jobertina*"	X	X	98503
Characidium sp. 3 "*jobertina* X *xanthopterum*"	(X)	X	98522
Ctenoluciidae (1)			
*Boulengerella cuvieri** (Agassiz, 1829)	–	X	-
Erythrinidae (2)			
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	–	X	98553, 98555
Hoplias cf. *malabaricus* (Bloch, 1794)	(X)	X	98524, 83517, 98562, 98550, 98616, 98558
Serrasalmidae (4)			

Tabela 4. Continuação...

Table 4. Continued...

Espécies	E.E. Serra Geral do Tocantins	Entorno	Lote-testemunho
Acnodon normani Gosline, 1951	–	X	83522
Mylesinus paucisquamatus [2] Jégu & Santos, 1988	–	X	83527
Myleus setiger Müller & Troschel, 1844	–	X	83531, 83532
Myloplus cf. *torquatus* (Kner, 1858)	–	X	83530, 83529
Characidae (28)	–	X	
Acestrocephalus acutus [3] Menezes, 2006	–	X	83487, 97939
Acestrocephalus stigmatus Menezes, 2006	–	X	97938
Acestrorhynchus falcatus (Bloch, 1794)	–	X	83514, 97941, 98505
Acestrorhynchus microlepis (Schomburgk, 1841)	–	X	83513
Astyanax novae Eigenmann, 1911	X	X	83491, 83497, 98491, 98504, 98508, 98527, 98533, 98538
Astyanax sp.	–	X	83496
Brycon sp.*	–	X	-
Bryconops alburnoides (Kner, 1859)	–	X	97944
Bryconops sp. 1 “Rio Novo”	X	X	97945, 98560, 98492, 98529
Bryconops sp. 2 “Rio Preto”	X	–	98500
Bryconops sp. 3 “Frito Gordo”	X	–	98513
Creagrutus saxatilis Vari & Harold, 2001			97952
Knodus sp. 1 “Rio Novo”	X	X	98526, 98517, 98499, 98603, 98497, 98535
Knodus sp. 2	–	X	97935
Hasemania sp.	X	–	98494, 98507, 98510
*Hydrolycus armatus** (Jardine & Schomburgk, 1841)	–	X	-
Hyphessobrycon stegemanni Géry, 1961	–	X	83507, 97954, 98556, 98606
Hyphessobrycon sp. 1 “vermelhinho”	(X)	X	98514
Hyphessobrycon sp. 2 “garganta vermelha”	(X)	X	98515, 98639
Hyphessobrycon sp. 3 “falsa *Moenkhausia lepidura*”	(X)	–	98530
Jupiaba polylepis (Günther, 1864)	–	X	97946
Moenkhausia collettii (Steindachner, 1882)	–	X	83492
Moenkhausia oligolepis [4] (Günther, 1864)	–	X	98609, 75379
Moenkhausia tergimacula Lucena & Lucena, 1999	–	X	97940, 83493
Moenkhausia sp.	–	X	97947
Poptella compressa (Günther, 1864)	–	X	98559
Salminus sp.* [5]	–	X	-
Tetragonopterus chalceus Spix & Agassiz, 1829	–	X	83490, 97933
Siluriformes			
Loricariidae (5)			
Spatuloricaria evansii (Boulenger, 1892)	–	X	83520
Hypostomus sp.	–	X	83515, 83521
Hypostomus emarginatus (Valenciennes, 1840)	–	X	83511
Hemiancistrus sp.	–	X	83486
Auchenipteridae (1)			
Trachelyopterus cf. *galeatus* (Linnaeus, 1766)	(X)	X	98537
Heptapteridae (1)			
Pimelodella sp.	–	X	97942
Rhamdia cf. *quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)	(X)	X	98536
Pimelodidae (1)			
Aguarunichthys tocantinsensis Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu, 1993	–	X	83526

Tabela 4. Continuação...

Table 4. Continued...

Espécies	E.E. Serra Geral do Tocantins	Entorno	Lote-testemunho
Gymnotiformes			
Gymnotidae (2)			
*Electrophorus electricus** (Linnaeus, 1766)	–	X	-
Gymnotus sp.	(X)	X	98519, 98551
Sternopygidae (3)			
Archolaemus blax Korringa, 1970	–	X	97943
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	(X)	X	98547, 98520
Eigenmannia sp.	(X)	X	97953, 98545, 83485, 98518
Rhamphichthyidae (1)			
Gymnorhamphichthys rondoni (A. Miranda-Ribeiro, 1920)	–	X	98605
Cyprinodontiformes			
Rivulidae (2)			
Rivulus zygonectes Myers, 1927	–	X	97936, 98557, 98604
Rivulus sp. "Rio Novo"	X	–	98490
Perciformes			
Cichlidae (5)			
Cichlasoma sanctifranciscense Kullander, 1983	X	X	83498, 98571, 98498, 98521
Crenicichla lugubris Heckel, 1840	–	X	83512
Crenicichla cf. *inpa* Ploeg, 1991	X	X	98608, 83523, 83516, 98554, 98495, 98501, 98511
Geophagus cf. *altifrons* [6] Heckel, 1840	–	X	97936, 83510
Retroculus lapidifer (Castelnau, 1855)	–	X	83519, 102951

Tabela 5. Peixes registrados na bacia do Rio Sapão, no interior da E.E. Serra Geral do Tocantins e entorno. (X) – Baseado nos registros de Eigenmann (1921) e Haseman (1911) para a localidade "Rio Sapão, Prazeres". Lotes-testemunho estão catalogados na coleção do MZUSP.

Table 5. Fishes recorded at Rio Sapão basin, at the E.E. Serra Geral do Tocantins and surrounding areas. (X) – Species recorded by Eigenmann (1921) and Haseman (1911) for "Rio Sapão, Prazeres". Voucher lots are all cataloged at MZUSP.

Espécies	E.E. Serra Geral do Tocantins	Entorno	Lotes-testemunho
Characiformes			
Anostomidae (2)			
Leporinus piau Fowler, 1941	–	X	58226, 83835, 83838,
Leporinus taeniatus Lütken, 1875	–	X	83878
Crenuchidae (2)			
Characidium bahiense Almeida, 1971	–	X	58930, 83823
Characidium cf. *zebra* Eigenmann, 1909	–	X	83822, 84086. 84087
Erythrinidae (1)			
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	X	X	
Hoplias cf. *malabaricus* (Bloch, 1794)	–	X	57396, 83830, 84071
Serrasalmidae (2)			
Metynnis sp	–	X	83816
Myloplus micans (Lütken, 1875)	–	X	104504
Characidae (16)			
Acestrorhynchus britskii (Menezes, 1969)	–	X	83828
Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)	–	X	57172, 57173, 83820, 84089

Tabela 5. Continuação...

Table 5. Continued...

Espécies	E.E. Serra Geral do Tocantins	Entorno	Lotes-testemunho
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	–	X	84161
Astyanax novae Eigenmann, 1911	(X)	X	57496, 57503, 83836, 84083, 89660, 89661
Astyanax sp.	–	X	83821, 84127, 84166, 89658, 89659
Bryconops sp. "falso *affinis*"	–	X	57927, 83837, 84068, 84074
Hasemania nana (Lütken, 1875)	–	X	84072
Hemigrammus brevis Ellis, 1911	–	X	
Hemigrammus marginatus Ellis, 1911	–	X	84077
Hemigrammus sp. 2 "Sapão"	X	–	98531
Hyphessobrycon micropterus (Eigenmann, 1915)	–	X	58425, 83827
Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)	–	X	58268, 58269, 83829, 84069
Orthospinus franciscensis (Eigenmann, 1914)	–	X	58282, 84080, 84089
Phenacogaster franciscoensis Eigenmann, 1911	–	X	83831, 84076
Serrapinnus piaba (Lütken, 1875)	–	X	58589, 58797, 84079
Siluriformes			
Callichthyidae (1)			
Corydoras multimaculatus Steindachner, 1907	–	X	57404, 83825
Loricariidae (2)			
Hypostomus sp.	–	X	84066
Hisonotus sp.	–	X	83826, 84081
Heptapteridae (3)			
Pimelodella sp.	–	X	83832, 84075
Phenacorhamdia sp.	–	X	84082
Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959	–	X	84090
Pseudopimelodidae (1)			
Cephalosilurus fowleri Haseman, 1911	–	X	84084
Gymnotiformes			
Sternopygidae (2)			
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	–	X	83839
Eigenmannia sp.	–	X	57894, 83819, 84070
Hypopomidae (1)			
Brachyhypopomus sp.	–	X	87147
Cyprinodontiformes			
Rivulidae (1)			
Rivulus cf. *decoratus* Costa, 1989	X	–	98532
Perciformes			
Cichlidae (2)			
Cichlasoma sanctifranciscense Kullander, 1983	(X)	X	58282, 58927, 84085, 83833
Crenicichla lepidota Heckel, 1840	–	X	84229, 84230
Synbranchiformes			
Synbranchidae (1)			
Synbranchus sp.	–	X	58285, 84091, 83815

Tabela 6. Lista geral das espécies de peixes encontrados na região da E.E. Serra Geral de Tocantins, discutidos ao longo do artigo. 1. Bacia do Rio Tocantins. 2. Bacia do Rio São Francisco.

Table 6. List of the fish species found in the region of the E.E. Serra Geral de Tocantins, which are discussed along the text. 1. Rio Tocantins basin. 2. Rio São Francisco basin.

Espécies	1	2
Chondrichthyes		
Myliobatiformes		
Potamotrygonidae (1)		
Potamotrygon cf. *histrix* (Müller & Henle, 1834)	X	–
Characiformes		
Anostomidae (6)		
Leporinus bistriatus Britski, 1997	X	–
Leporinus ortomaculatus Garavello, 2000	X	–
Leporinus piau Fowler, 1941	–	X
Leporinus taeniatus Lütken, 1875	–	X
Leporinus tigrinus Borodin, 1929	X	–
Leporinus sp.	X	–
Curimatidae (1)		
Cyphocharax cf. *spilurus* Günther, 1864	X	–
Hemiodontidae (2)		
Hemiodus ternetzi Myers, 1927	X	–
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)	X	–
Crenuchidae (5)		
Characidium bahiense Almeida, 1971	–	X
Characidium cf. *zebra* Eigenmann, 1909	X	X
Characidium sp. "linha lateral incompleta"	X	–
Characidium sp. 2 "*jobertina*"*	X	–
Characidium sp. 3 "*jobertina* X *xanthopterum*"	X	–
Ctenoluciidae (1)		
Boulengerella cuvieri (Agassiz, 1829)	X	–
Erythrinidae (3)		
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	X	X
Hoplias aimara (Valenciennes, 1847)	X	–
Hoplias cf. *malabaricus* (Bloch, 1794)	X	X
Serrasalmidae (6)		
Acnodon normani Gosline, 1951	X	–
Metynnis sp.	–	X
Mylesinus paucisquamatus Jégu & Santos, 1988	X	–
Myleus setiger Müller & Troschel, 1844	X	–
Myloplus micans (Lütken, 1875)	–	X
Myloplus cf. *torquatus* (Kner, 1858)	X	–
Characidae (45)	–	–
Acestrocephalus acutus Menezes, 2006	X	–
Acestrocephalus stigmatus Menezes, 2006	X	–
Acestrorhynchus falcatus (Bloch, 1794)	X	–
Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)	–	X
Acestrorhynchus microlepis (Schomburgk, 1841)	X	
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	–	X
Astyanax novae Eigenmann, 1911	X	X
Astyanax sp. (grupo *A. scabripinnis*)	X	–
Astyanax sp.	X	X
Brycon sp.	X	–
Bryconops alburnoides (Kner, 1859)	X	–
Bryconops sp. 1 "Rio Novo"*	X	X

Tabela 6. Continuação...
Table 6. Continued...

Espécies	1	2
Bryconops sp. 2 “Rio Preto”	X	–
Bryconops sp. 3 “Frito Gordo”	X	–
Caiapobrycon tucurui Malabarba & Vari, 2000	X	–
Creagrutus britskii Vari & Harold, 2001	X	–
Creagrutus saxatilis Vari & Harold, 2001	X	–
Knodus cf. *savannensis* Géry, 1961	X	–
Knodus sp. 1 “Rio Novo”	X	–
Knodus sp. 2	X	–
Hasemania nana (Lütken, 1875)	–	X
Hasemania sp.	X	–
Hemigrammus brevis Ellis, 1911	–	X
Hemigrammus marginatus Ellis, 1911	–	X
Hemigrammus sp. 1 “gorducho”	X	–
Hemigrammus sp. 2 “Sapão”	–	X
Hydrolycus armatus (Jardine & Schomburgk, 1841)	X	–
Hyphessobrycon micropterus (Eigenmann, 1915)	–	X
Hyphessobrycon stegemanni Géry, 1961	X	–
Hyphessobrycon sp. 1 “vermelhinho”	X	–
Hyphessobrycon sp. 2 “garganta vermelha”	X	–
Hyphessobrycon sp. 3 “falsa *Moenkhausia lepidura*”	X	–
Jupiaba polylepis (Günther, 1864)	X	–
Moenkhausia collettii (Steindachner, 1882)	X	–
Moenkhausia oligolepis (Günther, 1864)	X	–
Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)	–	X
Moenkhausia tergimacula Lucena & Lucena, 1999	X	–
Moenkhausia sp.	X	–
Orthospinus franciscensis (Eigenmann, 1914)	–	X
Phenacogaster franciscoensis Eigenmann, 1911	–	X
Poptella compressa (Günther, 1864)	X	–
Roeboexodon guyanensis (Puyo, 1948)	X	–
Salminus sp.	X	–
Serrapinnus piaba (Lütken, 1875)	–	X
Tetragonopterus chalceus Spix & Agassiz, 1829	X	–
Siluriformes		
Trichomycteridae (2)		
Ituglanis sp.	X	–
Homodiaetus sp.	X	–
Callichthyidae (2)		
Aspidoras sp.	X	–
Corydoras multimaculatus Steindachner, 1907	–	X
Loricariidae (8)		
Hisonotus sp.	–	X
Harttia punctata Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001	X	–
Loricaria sp.	X	–
Spatuloricaria evansii (Boulenger, 1892)	X	–
Hypostomus sp. “Tocantins”	X	–
Hypostomus sp. “São Francisco”	–	X
Hypostomus emarginatus (Valenciennes, 1840)	X	–
Hemiancistrus sp.	X	–

Tabela 6. Continuação...
Table 6. Continued...

Espécies	1	2
Auchenipteridae (3)		
Tatia sp.	X	–
Centromochlus sp.	X	–
Trachelyopterus cf. *galeatus* (Linnaeus, 1766)	X	–
Heptapteridae (7)		
Cetopsorhamdia sp.	X	–
Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959	–	X
Pimelodella sp. "São Francisco"	–	X
Pimelodella sp. "Tocantins"	X	–
Phenacorhamdia sp. "longa"	X	X
Phenacorhamdia sp. "curta"	–	X
Rhamdia cf. *quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)	X	–
Pimelodidae (1)		
Aguarunichthys tocantinsensis Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu, 1993	X	–
Pseudopimelodidae (1)		
Cephalosilurus fowleri Haseman, 1911	–	X
Gymnotiformes		
Gymnotidae (2)		
Electrophorus electricus (Linnaeus, 1766)	X	–
Gymnotus sp.	X	–
Sternopygidae (3)		
Archolaemus blax Korringa, 1970	X	–
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	X	X
Eigenmannia sp.	X	X
Hypopomidae		
Brachyhypopomus sp.	–	X
Rhamphichthyidae (1)		
Gymnorhamphichthys rondoni (A. Miranda-Ribeiro, 1920)	X	–
Cyprinodontiformes		
Rivulidae (3)		
Rivulus cf. *decoratus* Costa, 1989	–	X
Rivulus zygonectes Myers, 1927	X	–
Rivulus sp. "Rio Novo"	X	–
Perciformes		
Cichlidae (7)		
Cichlasoma araguaiense Kullander, 1983	X	–
Cichlasoma sanctifranciscense Kullander, 1983	X	X
Crenicichla cf. *inpa* Ploeg, 1991	X	–
Crenicichla lepidota Heckel, 1840	–	X
Crenicichla lugubris Heckel, 1840	X	–
Geophagus cf. *altifrons* Heckel, 1840	X	–
Retroculus lapidifer (Castelnau, 1855)	X	–
Synbranchiformes		
Synbranchidae (1)		
Synbranchus sp.	–	X
Total	85 spp.	36 spp.

aos diferentes sistemas hidrográficos dentro da estação ecológica, combinados às circunstâncias pouco favoráveis à coleta, já que o período de amostragem se deu durante o pico da estação chuvosa. Contudo, esse baixo número indubitavelmente reflete também uma natural pobreza de espécies de peixes nos cursos d'água da E.E. Serra Geral do Tocantins, muito provavelmente devido ao fato de se tratar de uma região de cabeceiras, com rios e ribeirões de pequeno porte e isolados dos trechos de jusante por quedas d'água. Observações subaquáticas em vários pontos amostrados, como o córrego Piau (#1), o Rio Cascavel (# 3) e o Rio Novo (# 4) não revelaram outras espécies além daquelas coletadas, embora, naturalmente, espécies noturnas e/ou crípticas eventualmente presentes nessas localidades podem não ter sido detectadas durante essas inspeções. De qualquer forma, como ressaltado nos itens anteriores, muita coleta adicional se fará necessária na E.E. Serra Geral do Tocantins, antes que sua ictiofauna possa ser considerada bem amostrada. O mesmo vale para a pequena porção da estação ecológica situada na bacia do Rio São Francisco na Bahia, cuja amostragem adequada foi impossibilitada durante a expedição devido ao elevado nível da água (ver acima, "Bacia do Rio Sapão", e apêndice 1).

A comparação entre as faunas de peixes da bacia do Rio Novo/do Sono/Balsas/Manuel Alves da Natividade (bacia do Rio Tocantins) e do Rio Sapão/rio Preto (bacia do Rio São Francisco) mostram que existe muito pouca similaridade ictiofaunística entre elas (Tabela 6). Das 111 espécies de peixes com ocorrência documentada para a região, 64 (57,7%) são exclusivas da bacia do Rio Tocantins, 18 (16,2%) são exclusivas da bacia do Rio São Francisco, e 25 (22,5%) são espécies problemáticas, com taxonomia pouco resolvida, sobre as quais não é possível, no momento, confirmar se populações ocorrendo nas duas bacias são ou não co-específicas. Um exemplo deste último caso é *Bryconops* sp. "Rio Novo", que pode ser igual à espécie de *Bryconops* do Rio São Francisco, que tem sido há bastante tempo incorretamente identificada como sendo *Bryconops affinis* (Günther), uma espécie na verdade restrita às Guianas e que é claramente distinta (F.C.T. Lima, obs. pess.). Somente 5 espécies (4,5%) ocorrem em ambos sistemas hidrográficos e parecem tratar-se de fato das mesmas espécies. Três delas – *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Hoplias malabaricus* e *Sternopygus macrurus* – são conhecidas por serem amplamente distribuídas pelas bacias hidrográficas da América do Sul cis-andina, e portanto não podem, a princípio, serem utilizadas como indicadoras de eventos de dispersão através do divisor de águas entre essas duas bacias (muito embora algumas, ou todas elas, tenham provavelmente suas populações conectadas em ambos os sistemas hidrográficos através dessa cabeceira comum). Apenas duas espécies podem ser no momento indubitalvemente indicadas como sendo compartilhadas entre as bacias dos rios Tocantins e São Francisco através da cabeceira comum entre os rios Sapão e Galheiros: o lambari *Astyanax novae*, que é somente conhecido da região próxima ao contato entre os dois sistemas hidrográficos (Eigenmann 1921, O.T. Oyakawa, com. pess.) e o acará *Cichlasoma sanctifranciscense*, referido acima. Esta última espécie é aqui citada pela primeira vez como ocorrendo na bacia do Rio Tocantins. *Astyanax novae* é endêmica das bacias dos rios do Sono e Manoel Alves da Natividade e do Rio Sapão, e portanto não oferece maiores pistas quanto à sua origem biogeográfica, exceto pelo fato de ser uma espécie endêmica da região das "águas emendadas". Por sua vez, *Cichlasoma sanctifranciscense* é uma espécie amplamente distribuída na bacia do Rio São Francisco e só conhecida no sistema do Tocantins na bacia do Rio do Sono, o que indica fortemente que a espécie colonizou esse trecho da bacia através das "águas emendadas" do Rio Sapão e do Rio Galheiros. Mais possíveis exemplos de espécies compartilhadas entre os dois sistemas através dessa cabeceira comum são espécies do gênero *Hemigrammus* (Characidae) e *Rivulus* (Rivulidae), já que representantes desses gêneros foram coletados na vereda do Sapão. Em ambos os casos, contudo, estudos taxonômicos detalhados são necessários para confirmar essa possibilidade. O presente estudo demonstra, portanto, que a cabeceira comum entre os rios do Sono e Sapão constitui uma conexão ictiofaunística muito pouco efetiva entre as bacias do Rio Tocantins e São Francisco, e que apenas algumas espécies de peixes de cabeceiras foram capazes de utilizar essa rota para atravessar o divisor de águas e colonizar a bacia vizinha.

Algumas espécies de peixes provavelmente ainda não descritas de peixes foram descobertas durante a expedição de fevereiro de 2008. São elas *Hyphessobrycon* sp. "vermelhinho" e *Bryconops* sp. "Frito Gordo" (Characidae), *Characidium* sp. "jobertina X xanthopterum" (Crenuchidae), *Centromochlus* sp. (Auchenipteridae) e *Rivulus* sp. "Rio Novo" (Rivulidae). Várias outras espécies coletadas são potencialmente novas para a ciência, mas estudos detalhados de revisão dos grupos aos quais elas pertencem são necessários para certificar essa possibilidade. Não é possível ainda afirmar que qualquer dessas potenciais espécies não descritas seja realmente endêmica da região. Como exemplo, outra espécie potencialmente nova coletada durante a expedição, *Leporinus* sp., já havia sido citada para o baixo Rio Tocantins (como *Leporinus* sp. 3: Santos et al. 1989), como também para outras localidades da bacia do Rio Tocantins (material depositado no MZUSP). Contudo, seu status taxonômico precisa ser avaliado adequadamente, sendo próxima de *L. megalepis* (J.L. Birindelli, com. pess.). Muito trabalho taxonômico e de coleta resta ainda a ser feito para tornar a ictiofauna da bacia do Rio Tocantins de fato bem conhecida, uma afirmação, aliás, válida para grande parte da fauna de peixes da grande maioria dos rios sul-americanos.

Duas espécies de peixes consideradas como ameaçadas de extinção foram registradas no Rio do Sono, na região a jusante da Cachoeira da Velha: o bagre *Aguarunichthys tocantinsensis* e o pacu *Mylesinus paucisquamatus*. Essas espécies são altamente reofílicas e ocorrem em ambientes de corredeiras de rios, com fundo pedregoso (Lima 2008, Jégu et al. 2008). Nessa localidade também foi coletado *Archolaemus blax*, um sarapó especializado em ambientes de corredeiras, relativamente incomum (Schwassmann & Carvalho 1985). Das 16 espécies de peixes consideradas como ameaçadas de extinção na bacia do Rio Tocantins, nove são altamente reofílicas e ameaçadas pela destruição de seu hábitat em decorrência da construção de hidrelétricas (Rosa & Lima, 2008). A ocorrência de *Aguarunichthys tocantinsensis* e *Mylesinus paucisquamatus* é um dado animador e, junto com a ocorrência de *Archolaemus blax*, indica que uma fauna de peixes altamente reofílicos ocorre no Rio do Sono, que potencialmente pode incluir mais espécies ameaçadas de extinção. *Aguarunichthys tocantinsensis* e *Mylesinus paucisquamatus*, contudo, não foram registradas na E.E. Serra Geral do Tocantins, e a ocorrência de tais espécies acima da Cachoeira da Velha é incerta (ver sob "Bacia do Rio Novo/do Sono").

Em conclusão, como já ressaltado acima, a fauna de peixes da E.E. Serra Geral do Tocantins, como de fato também do contíguo P.E. do Jalapão, permanece mal documentada, e mais coletas nessas duas unidades de conservação são necessárias para torná-las melhor conhecidas ictiologicamente. Ainda que os dados preliminares apontem uma baixa diversidade ictiofaunística na E.E. Serra Geral do Tocantins e na região do entorno da estação, há grande segregação e baixo intercâmbio de faunas entre as diferentes drenagens, sem dúvida um resultado da condição de cabeceiras dos cursos d'água a atravessarem a região. Embora seja difícil no momento julgar qual a importância relativa dessas duas unidades de conservação na preservação de peixes da bacia do Rio Tocantins, em grande parte porque muito ainda é ignorado sobre a ictiofauna dessa bacia, aparentemente existem espécies de peixes endêmicas às cabeceiras dos rios que drenam a região da E.E. Serra Geral do Tocantins, o

que precisa ser confirmado mediante estudos adicionais. É, portanto, fortemente recomendada a continuação e a ampliação de estudos sobre a ictiofauna nessas unidades de conservação e em seu entorno. Esse fato, associado à presença de espécies de peixes ameaçados de extinção na região do entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins e do P.E. do Jalapão, justifica que essa região de cabeceiras deve ser preservada de impactos antropogênicos adicionais, como construção de hidrelétricas e, principalmente, da pretendida transposição de águas da bacia do Rio Tocantins para o São Francisco, que, caso seja efetuada, resultará numa catastrófica mistura de duas ictiofaunas muito distintas.

Agradecimentos

Os autores são particularmente gratos a Cristiano Nogueira, pelo convite inicial para participar da expedição à E.E. Serra Geral do Tocantins e pela sua participação nas coletas de peixes, bem como pela leitura crítica do manuscrito e pela elaboração da Figura 1. Ana P. Carmignotto e Paula H. Valdujo também colaboraram com a coleta de alguns peixes durante a expedição. Osvaldo T. Oyakawa e José L. Birindelli forneceram informações sobre algumas espécies de peixes da bacia do Rio Tocantins. Através do exame de fotografias, Sven Kullander confirmou a identificação de *Cichlasoma sanctifranciscense* da bacia do Rio do Sono. Os autores são financiados pela FAPESP (FCTL: # 07/02978-7) e CNPq (RAC: # 140053/2008-5).

Referências Bibliográficas

ALOÍSIO, G.R., OLIVEIRA, F.G. & ANGELINI, R. 2005. Fish, State Park of Jalapão, State of Tocantins, Brazil. Check. List. 1(1):10-13.

ALVES, C.B.M. & POMPEU, P.S. 2001. A fauna de peixes da bacia do Rio das Velhas no final do século XX. In Peixes do Rio das Velhas: passado e presente. (C.B.M Alves & P.S. Pompeu, orgs.). SEGRAC, Belo Horizonte, p. 165-187.

BARTHEM, R.B. & SCHWASSMANN, H.O. 1994. Amazon river influence on the seasonal displacement of the salt wedge in the Tocantins river estuary, Brazil, 1983-1985. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi, 10(1):119-130.

BRITSKI, H.A., SATO, Y. & ROSA, A.B.S. 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias. Câmara dos Deputados/CODEVASF, Brasília, 115 p.

BRITTO, M.R. & CASTRO, R.M.C. 2002. New corydoradine catfish (Siluriformes: Callichthyidae) from the Upper Paraná and São Francisco: the sister group of *Brochis* and most of *Corydoras* species. Copeia (4):1006-1015. doi:10.1643/0045-8511(2002)002[1006:NCCSCF]2.0.CO;2

COSTA, W.J.E.M. 2001. The neotropical annual fish genus *Cynolebias* (Cyprinodontiformes: Rivulidae): phylogenetic relationships, taxonomic revision and biogeography. Ichthyol. Explor. Freshw. 12(4):333-383.

COSTA, W.J.E.M. 2003. The *Simpsonichthys flavicaudatus* species-group (Cyprinodontiformes: Rivulidae: Cynolebiatinae): phylogenetic relationships, taxonomic revision and biogeography. Ichthyol. Explor. Freshw. 14(1):31-60.

DE PINNA, M.C.C. 1998. Phylogenetic relationships of Neotropical Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): historical overview and synthesis of hypothesis. Pp. 279-330 In L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M. Lucena & C.A.S. Lucena (eds.), Phylogeny and classification of Neotropical freshwater fishes. Edipucrs, Porto Alegre.

EIGENMANN, C.H. 1917. The American Characidae [Part I]. Mem. Mus. Comp. Zoo. 43(1):1-102, prs 1-8, 12, 14-16, 95, 98, 100-101.

EIGENMANN, C.H. 1921. The American Characidae [Part III]. Mem. Mus. Comp. Zoo. 43(3):209-310, 28 prs.

EIGENMANN, C.H. 1927. The American Characidae [Part IV]. Mem. Mus. Comp. Zoo. 43(4):311-428, 24 pls.

FINK, W.L. 1993. Revision of the piranha genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). Copeia (3): 665-687. doi:10.2307/1447228

HASEMAN, J.D. 1911. An annotated catalog of the cichlid fishes collected by the expedition of the Carnegie Museum to central South America, 1907-1910. Ann. Carnegie Mus. 7:329-373.

HASEMAN, J.D. & EIGENMANN, C.H. 1911. A brief report upon the expedition of the Carnegie Museum to Central South America, together with a list of localities at which Mr. Haseman collected. Ann. Carnegie Mus. 7:287-314.

HUBERT, N., DUPONCHELLE, F., NUÑEZ, J., GARCIA-DAVILA, C., PAUGY, D. & RENNO, J.-F. 2007. Phylogeography of the piranha genera Serrasalmus and Pygocentrus: implications for the diversification of the Neotropical ichthyofauna. Mol. Ecol. 16(10):2115-2136. doi:10.1111/j.1365-294X.2007.03267.x PMid:17498236

GOULDING, M., BARTHEM, R. & FERREIRA, E.J.G. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Smithsonian Books, Washington, 253 p.

JÉGU, M., ALBRECHT, M.P. & SANTOS, G.M. 2008. *Mylesinus paucisquamatus* Jégu & Santos, 1988. In (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, Brasília, p. 82-83

KULLANDER, S.O. 1983. Revision of the South America cichlid genus *Cichlasoma*. Swedish Museum of Natural History, Estocolmo, 296 pp.

LANGEANI, F. 1990. Revisão do gênero *Neoplecostomus* Eigenmann & Eigenmann, 1888, com a descrição de quatro novas espécies do sudeste Brasileiro (Ostariophysi, Siluriformes, Loricariidae). Comun. Mus. Cienc. PUCRS, Ser. Zool. 3(1):3-31.

LIMA, F.C.T. 2006. Revisão taxonômica e relações filogenéticas do gênero *Salminus* (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes: Characidae). Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LIMA, F.C.T. 2008. *Aguarunichthys tocantinsensis* Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu, 1993. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, eds.). Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, Brasília, p. 225-226.

LIMA, F.C.T. & RIBEIRO, A.C. 2011. Continental–scale tectonic controls of biogeography and ecology. In Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes. (J.S. Albert & R.E. Reis, eds.). University of California Press.

LÜTKEN, C.F. 1875. Velha-Flodens Fiske. Et Bidrag til Brasiliens Ichthyologi; efter Professor J. Reinhardts Indsamlinger og Optegnelser. Kon. Dank. Vidensk. Selsk. Skrift. (Raekke) 12(2):121-253.

LÜTKEN, C.F. 2001. Peixes do Rio das Velhas: uma contribuição para a ictiologia do Brasil, de acordo com as coleções e descrições do Professor Johannes Theodor Reinhardt. In Peixes do Rio das Velhas: passado e presente. (Alves, C.B.M. & P.S. Pompeu, orgs.). SEGRAC, Belo Horizonte, p. 23-164.

MENEZES, N.A. 1976. On the Cynopotaminae, a new subfamily of Characidae (Osteichthyes, Ostariophysi, Characoidei). Arq. Zool. 28(2):91.

MENEZES, N.A. 1987. Três espécies novas de *Oligosarcus* Günther, 1864 e redefinição taxonômica das demais espécies do gênero (Osteichthyes, Teleostei, Characidae). Bol. Zool. 11:1-39.

MENEZES, N.A. 1988. Implications of the distribution patterns of the species of Oligosarcus (Teleostei, Characidae) from Central and southern South America. In Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. (W.R. Heyer & P.E. Vanzolini, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. p. 295-304

MENEZES, N.A. 2007. *Charax goeldii* Fowler, 1913 a valid species of *Galeocharax* Fowler (Characiformes: Characidae). Neotrop. Ichthyol. 5(1):21-24.

PEREIRA, E.H.L. & REIS, R.E. 2002. Revision of the loricariid genera *Hemipsilichthys* and *Isbrueckerichthys* (Teleostei: Siluriformes), with descriptions of five new species of *Hemipsilichthys*. Ichthyol. Explor. Freshw. 13(2):97-146.

RIBEIRO, A. C. 2006. Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. Neotrop. Ichthyol. 4(2):225-246.

ROSA, R.S. & LIMA, F.C.T. 2008. Os peixes ameaçados de extinção. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, eds.). Ministério do Meio Ambiente/ Fundação Biodiversitas, Brasília, p. 9-285.

SANTOS, G.M., JÉGU, M. & de MÉRONA, B. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins. Eletronorte/CNPq/INPA, Manaus, 83 p.

SANTOS, G.M., DE MÉRONA, B., JURAS, A.A. & JÉGU, M. 2004. Peixes do baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Eletronorte, Brasília, 215 p.

SATO, Y. & GODINHO, H. P. 1999. Peixes da bacia do Rio São Francisco. In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. (R.H. Lowe-McConnel). Edusp, São Paulo, p. 401-413.

SCHWASSMANN, H.O. & CARVALHO, M.L. 1985. Archolaemus blax Korringa (Pisces, Gymnotiformes, Sternopygidae); a redescription with notes on ecology. Spixiana 8(3): 231-240.

VARI, R.P. 1988. The Curimatidae, a lowland Neotropical fish family (Pisces: Characiformes); distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. In Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. (P.E. Vanzolini and W.R. Heyer, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. p. 343-377

VARI, R.P., FERRARIS JUNIOR, C.J., & DE PINNA, M.C.C. 2005. The Neotropical whale catfishes (Siluriformes: Cetopsidae: Cetopsinae), a revisionary study. Neotrop. Ichthyol. 3(2):127-238.

WINEMILLER, K.O., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, H., TAPHORN, D.C., NICO, L.G. & DUQUE, A. B. 2008. Fish assemblages of the Casiquiare River, a corridor and zoogeographical filter for dispersal between the Orinoco and Amazon basins. J. Biogeogr. 35:1551-1563. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.01917.x

Recebido em 27/08/2010
Versão reformulada recebida em 14/11/2010
Publicado em 14/03/2011

Apêndice 1. Localidades amostradas na E.E. Serra Geral do Tocantins e arredores.

Interior da EESGT:

1. Rio da Conceição, córrego Piau (bacia do Rio Balsas) [vereda do pitfall], E.E. Serra Geral do Tocantins, 11°12'26''S, 46°53'41''W, 26-27/1/2008.

Córrego pequeno (1-2 m de largura), profundidade entre 0,5-2 m de profundidade. Correnteza forte, fundo arenoso, água transparente e fria. Coletas realizadas ca. 500 m abaixo das nascentes. Campo úmido e veredas. Apenas três espécies de peixes coletadas. Alta densidade de *Knodus* cf. *savannensis* nas porções de poços mais fundos, observados durante mergulho. *Rivulus zygonectes* em poças rasas adjacentes ao córrego; *Hoplerythrinus unitaeniatus* coletados no campo úmido (capturados, após chuvas pesadas que alagaram o campo úmido, em armadilhas Sherman).

2. Rio da Conceição, cabeceira do Rio das Balsas [córrego dos caçadores], E.E. Serra Geral do Tocantins, 11°5'58''S, 46°46'7''W, 26/1/2008.

Ribeirão pequeno (1-1,5 m de largura), profundidade 0,3-1 m. Correnteza moderada, fundo arenoso/siltoso, seixos em alguns trechos, um trecho cortando um afloramento de arenito. Água com algum sedimento em suspensão. Mata ciliar estreita e perturbada. Cinco espécies coletadas (*Centromochlus* sp., *Knodus* cf. *savannensis*, *Phenacorhamdia* sp. "curta", *Phenacorhamdia* sp. "longa" e *Rivulus zygonectes*), todas no próprio ribeirão.

3. Rio da Conceição, Rio Cascavel, E.E. Serra Geral do Tocantins, 11°14'38''S, 46°48'45''W; 27-28/1/2008.

Rio pequeno (4-5 m de largura, 1-2 m de profundidade). Águas cor de chá, mas ainda assim de elevada transparência. Correnteza forte e mata ciliar degradada. Fundo predominantemente arenoso, com bancos de macrófitas aquáticas em porções laterais do canal. Densidade de peixes muito baixa, evidenciada durante mergulho; apenas cinco espécies – *Eigenmannia* sp., *Characidium* sp. "linha lateral incompleta", *Caiapobrycon tucurui*, *Creagrutus britskii* e *Hemigrammus* sp. "gorducho" coletadas, todas em pequeno número. *Hemigrammus* sp. "gorducho" em grande parte parasitados por um Isopoda alojado na abertura urogenital, de onde o apelido.

4. Mateiros, Rio Novo, perto da foz do córrego Lajeiro, E.E. Serra Geral do Tocantins [barraco do Manelão], 10°46'23''S, 46°43'8''W; 1/2/2008.

Rio grande (ca. 20 m de largura). Área marginal amostrada com 0,5-1,5 m de profundidade. Fundo rochoso, com rochas e matacões, imediatamente abaixo de um pequeno salto do rio. Mata ciliar quase inexistente, campo cerrado chegando à margem. Água clara, com elevada transparência. Coleta em grande parte realizada com puçás, durante mergulho. Todas as espécies observadas em mergulhos foram coletadas. Densidade de peixes relativamente alta; 9 espécies coletadas – *Astyanax novae*, *Bryconops* sp. "Rio Novo", *Leporinus* sp., *Hasemania* sp., *Crenicichla* cf. *inpai*, *Characidium* cf. *zebra*, *Knodus* sp. 1 "Rio Novo", *Cichlasoma sanctifranciscense* e *Rivulus* sp. "Novo", o último apenas em uma poça de água quente e escura, numa escavação natural do lajedo lateral ao rio.

5. Mateiros, Rio Preto, limite norte da E.E. Serra Geral do Tocantins, próximo à região das dunas, 10°38'40''S, 46°41'2''W; 1/2/2008.

Rio grande (c. 10 m de largura). Área marginal amostrada com 0.5-1,5 m de profundidade, fundo arenoso. Água cor de chá e com correnteza moderada. Mata ciliar muito estreita, com buritis; campo úmido amplo ao longo do vale do rio. Nove espécies coletadas: *Knodus* sp. Rio Novo", *Bryconops* sp. 'Rio Preto" (mais claro que *Bryconops* sp. "Rio Novo", mas isso pode ser variação geográfica); *Crenicichla* cf. *inpai*, *Characidium* cf. *zebra*, *Characidium* sp. "jobertina", *Astyanax novae*, *Acestrorhynchus falcatus*, *Leporinus* sp. e *Hasemania* sp.

6. Mateiros, Ribeirão Frito Gordo, afl. Rio Novo, limite norte da E.E. Serra Geral do Tocantins, 10°30'57''S, 46°52'46''W, 2//2/2008.

Ribeirão médio (4-5 m de largura, 0,5-2 m de profundidade). Águas claras, fundo arenoso/siltoso, áreas mais rasas com bancos de macrófitas. Correnteza relativamente forte. Seis espécies amostradas, *Astyanax novae*, *Knodus* sp. Rio Novo",

Hasemania sp., *Crenicichla* cf. *inpai*, *Characidium* cf. *zebra* e *Bryconops* sp. "Frito Gordo" (claramente distinto em colorido das espécies, ou espécie, do Rio Novo e Rio Preto).

7. Bahia, Formosa do Rio Preto, vereda do Rio Sapão, E.E. Serra Geral do Tocantins, 10°44'41''S, 46°11'45''W, 3/2/2008.

Ampla vereda, ca. 300 m de largura no trecho visitado (que é um dos pontos mais estreitos, daí ter sido escolhido como local de construção do aterro da estrada). Inundada e aproximadamente 1 m acima do nível normal (avaliação feita tomando a vegetação terrestre submersa como referência). As coletas foram virtualmente impossibilitadas pela enchente, umas poucas piabinhas (*Hemigrammus* sp. "Sapão") capturadas com puçá, um *Rivulus* cf. *decoratus* apanhado na beira do alagado, e alguns *Hoplerythrinus unitaeniatus* avistados, mas não coletados. No dizer do caboclo: "água nova não tem peixe".

Entorno da EESGT:

8. Rio da Conceição, córrego afluente do Rio Peixinho, perto do limite sul da E.E. Serra Geral do Tocantins [córrego podre], 11°18'49''S, 46°56'15''W; 27 /1/2008.

Córrego pequeno (largura média 1 m), correndo no interior de uma densa vereda de buritis. Ambiente aparentemente eutrofizado, água mal cheirosa. Apenas duas espécies de peixes coletados (*Rivulus zygonectes* e *Eigenmannia* sp.).

9. Rio da Conceição, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, Lagoa Bonita, perto do Rio Manuel Alves da Natividade, 11°18'51''S, 46°42'31''W; 29/1/2008.

Pequeno lago natural (300 m de comprimento), de águas transparentes, profundidade entre 0,3-2,00 m, com fundo arenoso (vegetação subaquática densa em alguns trechos marginais). Uma pequena cabeceira tributária ao alto Rio Manuel Alves da Natividade, formada talvez por algum processo de deflação erosiva (solo arenoso). Apenas duas espécies de peixes (*Astyanax* sp. e *Characidium* sp. "linha lateral incompleta") coletados, mas iúiú (*Hoplerythrinus unitaeniatus*) e traíra (*Hoplias malabaricus*) também ocorrem na lagoa, segundo moradores.

10. Rio da Conceição, Rio Manuel Alves da Natividade, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, perto da Lagoa Bonita, 11°16'46''S, 46°42'49''W; 29/1/2008.

Rio Manuel Alves da Natividade, próximo à sua cabeceira. Nesse trecho o Rio apresenta uma largura aproximada de 5-7 m, fundo arenoso, correnteza moderada a forte, e corre dentro de uma mata ciliar estreita. Apenas quatro espécies de peixes coletadas (*Knodus* cf. *savannensis*, *Creagrutus britskii*, *Phenacorhamdia* sp. "curta" e *Characidium* sp. "linha lateral incompleta").

11. Rio da Conceição, Rio Manuel Alves da Natividade, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, perto da cabeceira, 11°15'39''S, 46°39'30''W; 29/1/2008.

Rio Manuel Alves da Natividade, muito próximo à sua cabeceira, onde ele é praticamente um ribeirão. Apresenta nesse trecho uma largura de 5-6 m, fundo rochoso, correnteza rápida. Vegetação marginal composta por densa mata ciliar. Apenas duas espécies, *Creagrutus britskii* e *Knodus* cf. *savannensis*, coletadas.

12. Rio da Conceição, Rio Peixinho, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, 11°20'34''S, 46°54'54''W; 30/1/2008.

O Rio Peixinho é nesse trecho ainda um Rio pequeno, com aproximadamente 6 metros de largura, porém profundo (> 2 m, exceto em algumas áreas marginais). Vegetação subaquática abundante, água com elevada transparência e com alta velocidade. Apenas duas espécies (*Hemigrammus* sp. "gorducho" e *Characidium* sp. "linha lateral interrompida") coletados.

13. Rio da Conceição, córrego afluente do Rio Peixinho, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, 11°20'51''S, 45°54'33''W; 30/1/2008.

Córrego de primeira ordem, correndo em vereda crescendo em campo úmido. Água transparente, fria. Maioria do córrego escondida sob o campo úmido, apenas uma área exposta, num caminho de boi. Apenas duas espécies coletadas (*Rivulus zygonectes* e *Hemigrammus* sp. "gorducho").

14. Rio da Conceição, córrego Mumbuca, afluente do Peixinho, perto da cidade, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins (estrada para o Rio Peixinho), 11°21'42''S, 46°54'35''W; 30/1/2008.

Ribeirão de águas transparentes, com fundo arenoso/pedregoso, com aproximadamente 3 m de largura, profundidade em geral não excedendo 0.8 m. Coleta e observação subaquática só revelaram duas espécies de peixes, *Hemigrammus* sp. "gorducho" e *Aspidoras* sp.

15. Mateiros, ribeirão Brejão, afluente do Rio Preto, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins próximo ao limite N da EESGT, próximo da sede do Parque Estadual do Jalapão, 10°34'29''S, 46°29'12''W; 1-3/2/2008.

Ribeirão de águas claras, com fundo arenoso, correndo em floresta ciliar com buritis. Áreas alagadas com densa vegetação subaquática adjacentes ao canal do ribeirão. Ponto com maior riqueza em espécies, com 12 espécies registradas: *Hyphessobrycon* sp. "vermelhinho", *Hyphessobrycon* sp. "garganta vermelha", *Astyanax novae*, *Knodus* sp. "Rio Novo", *Eigenmannia* sp., *Gymnotus* sp., *Sternopygus macrurus*, *Cichlasoma sanctifranciscense*, *Characidium* sp. "xanthopterum X jobertina", *Bryconops* sp. "Rio Preto", *Hoplias* cf. *malabaricus* e *Characidium* cf. *zebra*.

16. Mateiros, Rio Novo, abaixo da ponte, perto da antiga casa do seu Lilio, entorno da E.E. Serra Geral do Tocantins, 10°33'11''S, 46°45'37''W; 2/2/2008.

Rio grande (c. 20 m de largura), com águas claras e fundo pedregoso. Por ocasião da coleta, após uma chuva pesada, o Rio Novo encontrava-se com nível das águas bastante alto. Apenas cinco espécies coletadas, *Knodus* sp. "Rio Novo", *Astyanax novae*, *Characidium* cf. *zebra*, *Bryconops* sp. "Rio Novo" e *Hyphessobrycon* sp. "falsa *Moenkhausia lepidura*".

17. Mateiros, Rio Galhão, Pousada Rio Galhão, Entorno da EE Serra Geral do Tocantins, 10°36'23''S, 46°14'36''W 11-14/2/2008.

Rio pequeno (4 m de largura), porém fundo e com forte correnteza. Arrasto em áreas rasas, alguns bagres pescados com anzol. Cinco espécies coletadas: *Astyanax novae*, *Bryconops* sp. "Rio Preto", *Knodus* sp. "Rio Novo", *Rhamdia* cf. *quelen* e *Trachelyopterus* cf. *galeatus*.

Apêndice 2. Material do gênero *Cichlasoma* (Cichlidae) examinado.

Cichlasoma sanctifranciscense: **Bacia do Rio São Francisco:** MZUSP 84085 (9, 13,1-84,0 mm CP): Bahia, Formosa do Rio Preto, Brejão, Rio Sapão, à oeste do povoado de São Marcelo, 10°55'39''S, 45°41'54''W; C.R. Moreira & J.C. Nolasco, 6 Agosto 2002. MZUSP 84043 (7, 30,2-64,5 mm CP): Bahia, Formosa do Rio Preto, Rio Preto, povoado de Cacimbinhas, pela estrada da garganta (Diánopolis – Formosa do Rio Preto), 11°8'28''S, 46°4'1''W; C.R. Moreira & J.C. Nolasco, 3 Agosto 2002. **Bacia do Rio Tocantins:** MZUSP 98571 (12, 24,6-69,6 mm CP): Tocantins, Mateiros, vereda na estrada para a Cachoeira da Velha, 10°18'56''S, 46°57'47''W; O.T. Oyakawa, A. Akama, V. Garutti & J.C. Nolasco, 1 Abril 2001. MZUSP 83498 (1, 50,2 mm CP): Mateiros, Lagoa das Dunas (riacho da Areia), P.E. do Jalapão, 10°34'5''S, 46°39'50''W; G. Aloísio et al., 16 Julho 2003. MZUSP 98521 (5, 15,5-73,1 mm CP): Mateiros, córrego Brejão (afl. Rio Preto), próximo à sede do P.E. do Jalapão, 10°34'29''S, 46°29'12''W; F.C.T. Lima, R.A. Caíres & C. Nogueira, 3 Fevereiro 2008. MZUSP 98498 (2, 57,6-63,2 mm CP): Mateiros, Rio Novo, perto da foz do córrego Lajeiro, E.E. Serra Geral do Tocantins, 10°46'23''S, 46°43'8''W; F.C.T. Lima, R.A. Caíres & C. Nogueira, 1 Fevereiro 2008.

Cichlasoma araguaiense: MZUSP 81669 (1, 96,8 mm CP): Goiás, São Domingos, Rio Angélica, Lapa da Angélica, P.E. de Terra Ronca; F.C.T. Lima, M.E. Bichuette & E. Trajano, 20 Maio 1999. MZUSP 53979 (1, 55,3 mm CP): Goiás, Minaçú, córrego da Água Parada, afluente do Rio do Peixe, 14°17'S, 48°55'W; M.T. Rodrigues et al., Maio 1996. MZUSP 84054 (1, 37,7 mm CP): Tocantins, Rio da Conceição, Rio Peixinho, afluente do Rio Manuel Alves da Natividade, 11°22'10''S, 46°55'18''W; C.R. Moreira, J.C. Nolasco & M. Ávila, 2 Agosto 2002. MZUSP 52189 (13, 40,3-72,9 mm CP): Tocantins, Araguaçu, Rio Água Fria (afl. Rio Araguaia), fazenda Praia Alta 2, 12°44'S, 49°56'W; F.C.T. Lima, A.N. Furlani, L.S. Rocha & A. Aleixo, 8 Julho 1997.

Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: faunística, biodiversidade e conservação no Cerrado brasileiro

Cristiano de Campos Nogueira[1,8], Mariana Napolitano e Ferreira[2,3], Renato Sousa Recoder[4], Ana Paula Carmignotto[5], Paula Hanna Valdujo[2], Flávio César Thadeo de Lima[6], Renato Gregorin[7], Luís Fábio Silveira[4] & Miguel Trefaut Rodrigues[4]

[1]Conservação Internacional do Brasil, Programa Cerrado-Pantanal, Departamento de Zoologia, Universidade de Brasília – UnB, CEP 70910-900, Brasília - DF
[2]Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo - USP, Rua do Matão, Trav. 14, nº 321, Cidade Universitária, CEP 05508-900, São Paulo - SP, Brasil
[3]WWF – Brasil, Programa Amazônia, SHIS EQ QL 6/8 Conjunto "E", CEP 71620-430, Brasília - DF, Brasil
[4]Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo – USP, Rua do Matão, Trav. 14, nº 321, Cidade Universitária, CP 11461, CEP 05422-970, São Paulo - SP, Brasil
[5]Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba, Rod. João Leme dos Santos (SP-264), CEP 18052-780, Km 110, Bairro Itinga, Sorocaba, São Paulo - SP, Brasil
[6]Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Av. Nazaré, 481, CEP 04263-000, Ipiranga, São Paulo - SP, Brasil
[7]Universidade Federal de Lavras, CP 3037, CEP 37200-000, Lavras, MG, Brasil
[8]Autor para correspondência: Cristiano Nogueira, e-mail: cnogueira@unb.br

NOGUEIRA, C., FERREIRA, M.N., RECODER, R.S., CARMIGNOTTO, A.P.C., VALDUJO, P.H., LIMA, F. C. T., GREGORIN, R., SILVEIRA, L.F. & RODRIGUES, M.T. **Vertebrate fauna of Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: biodiversity and conservation in the Brazilian Cerrado hotspot**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn04011012011.

Abstract: Basic taxonomic and distributional data on vertebrates are one of the most useful and reliable sources of information for conservation planning. Biological data are even more relevant in rich and highly threatened regions such as the Brazilian Cerrado, one of the least studied global biodiversity hotspots. Herein we provide a summary of the results of a vertebrate survey at Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (~716.000 ha), the second largest protected area in the Cerrado region. We recorded 450 species in EESGT and surroundings, including 17 threatened species, 50 Cerrado endemics and 11 potential restricted-range species. Our results also added 180 new vertebrate records for the Jalapão region. At least 12 species were considered potential undescribed taxa; four of these were recently described based on specimens obtained in the present study. Our results indicate that EESGT is among the most biologically relevant protected areas in the Cerrado. Proper management will favor the persistence of threatened vertebrates dependent on the last remaining large blocks of pristine Cerrado savannas. Moreover, EESGT and its major biological subunits contribute decisively to the representativeness of the reserve system in the Cerrado, conserving presumed narrow endemics with high intrinsic vulnerability and high potential value as indicators of biogeographic processes of diversification in rich and complex Neotropical biotas.
Keywords: *cerrado, savannas, conservation, critical sites, vertebrates, inventories.*

NOGUEIRA, C., FERREIRA, M.N., RECODER, R.S., CARMIGNOTTO, A.P.C., VALDUJO, P.H., LIMA, F. C. T., GREGORIN, R., SILVEIRA, L.F. & RODRIGUES, M.T. **Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: faunística, biodiversidade e conservação no Cerrado brasileiro**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn04011012011.

Resumo: Inventários e estudos faunísticos detalhados sobre vertebrados são uma das fontes mais relevantes de dados para interpretações de padrões detalhados de diversidade biológica. Dados básicos e de boa qualidade sobre faunística são ainda mais urgentes em regiões pouco estudadas e sob intensa ameaça antrópica, tais como a região do Cerrado, um dos 34 hotspots globais para a conservação da biodiversidade. Apresentamos aqui uma síntese dos resultados dos inventários de vertebrados na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (~716.000 ha), a segunda maior unidade de conservação em todo o Cerrado. Foram registradas 450 espécies de vertebrados na EESGT e entorno imediato, incluindo 17 espécies ameaçadas, 50 espécies endêmicas do Cerrado e 11 espécies com distribuição potencialmente restrita. Do total de espécies amostradas, 180 são novos registros para a região do Jalapão. Ao menos 12 espécies amostradas foram consideradas potenciais espécies novas, das quais quatro foram descritas recentemente, a partir do material obtido no inventário. Os resultados evidenciam que a EESGT é uma das mais importantes áreas protegidas no Brasil central, contribuindo para a persistência de espécies ameaçadas, dependentes dos últimos grandes blocos contínuos de vegetação nativa de Cerrado. Nossos resultados indicam ainda que a conservação da EESGT e suas principais subunidades é crucial para a representatividade do sistema de áreas protegidas do Cerrado, protegendo potenciais endemismos restritos que aliam alta vulnerabilidade intrínseca e valor como indicadores de padrões e processos biogeográficos formadores da rica e cada vez mais ameaçada fauna Neotropical.
Palavras-chave*: cerrado, savanas, conservação, vertebrados, áreas críticas, inventários.*

Introdução

O conhecimento científico básico sobre grande parte da diversidade biológica no planeta é ainda extremamente limitado, havendo grandes lacunas de informações fundamentais em taxonomia (impedimento Linneano) e distribuição geográfica (impedimento Wallaceano) (Whittaker et al. 2005). Este quadro de desconhecimento é ainda mais grave na região Neotropical, com alta diversidade faunística, mas tradicionalmente pouco estudada (Lewinsohn & Prado 2005).

Inventários e estudos faunísticos detalhados sobre vertebrados, grupos de organismos sobre os quais há conhecimento relativamente amplo a respeito da história natural e taxonomia, são uma das fontes mais relevantes de dados de base para interpretações de padrões gerais de diversidade biológica (Brooks et al. 2004a, b, Lamoreux et al. 2006). Dados básicos sobre faunística são ainda mais urgentes em regiões pouco estudadas e sob intensa ameaça antrópica (Brooks et al. 2004a), tais como a região do Cerrado, uma das 34 grandes regiões prioritárias para a conservação da biodiversidade global (Myers et al. 2000, Myers 2003).

Porém, estudos sobre diversidade biológica do Cerrado foram sempre limitados pela dificuldade de acesso às regiões centrais do Brasil, um país colonizado a partir do litoral (Cavalcanti & Joly 2002). Estudos mais aprofundados, de médio a longo prazo, só foram realizados em localidades do Cerrado a partir do século XX (Marinho-Filho et al. 2010, Nogueira et al. 2010). Mesmo assim, as sínteses disponíveis nas décadas finais do século XX não reconheciam uma fauna de vertebrados típica dos Cerrados, mas sim uma fauna formada por elementos amplamente distribuídos ao longo da "diagonal de formações abertas Neotropicais" (Vanzolini 1963, Sick 1965), ou compartilhados com regiões vizinhas através de corredores florestais em matas de galeria (Redford & Fonseca 1986). Essas interpretações pouco contribuíram para a identificação da singularidade biológica do Cerrado e seu reconhecimento como prioridade global de conservação.

No entanto, sínteses recentes vêm apontando níveis de diversidade, regionalização faunística e endemismo elevados na região do Cerrado, indicando que as conclusões anteriores sobre baixa riqueza e endemismo resultaram de amostragens incompletas, escassez de estudos taxonômicos refinados e interpretações precipitadas sobre uma das regiões naturais menos estudada do continente (Colli et al. 2002, Carmignotto 2005, Nogueira 2006, Nogueira et al. 2010). Como exemplo, entre 1980 e 2008 foram descritas para o Cerrado mais de 340 novas espécies de vertebrados, dentre os quais 222 peixes, 57 répteis, 40 anfíbios, 20 mamíferos e uma ave (Machado et al. 2008). Este conjunto de descobertas corresponde a cerca de um quarto do total de espécies descritas no Brasil no período (Machado et al. 2008), evidenciando o intenso aporte recente de novos dados sobre diversidade faunística no Brasil central.

Tal aporte de dados gera informações fundamentais para traduzir rapidamente o grau de prioridade global conferido ao Cerrado em ações locais e representativas de proteção e manejo. No entanto, paradoxalmente, o acúmulo de conhecimento básico sobre diversidade de vertebrados do Cerrado vem ocorrendo ao mesmo tempo em que vastas porções do Brasil central são irreversivelmente substituídas por pastagens, plantios mecanizados ou grandes empreendimentos de infraestrutura (Klink & Machado 2005, Machado et al. 2008, Nogueira et al. 2010). Em contraste com o grande número de estudos em áreas sob intenso impacto, – tais como grandes empreendimentos hidrelétricos (ver Nogueira et al. 2010) – grande parte das áreas protegidas no Cerrado encontra-se pouco estudada, evidenciando a falta de um planejamento estratégico na obtenção dos dados de faunística básica (Nogueira et al. 2010). O resultado da falta de inventários coordenados é a escassez de publicações reunindo dados de riqueza, composição e distribuição local dos diferentes grupos vertebrados em áreas protegidas no Cerrado. Entre as raras exceções estão os dados disponíveis para a Estação Ecológica de Águas Emendadas, na região de Brasília (Marinho-Filho et al. 1998), e os resultados de avaliação biológica rápida do Parque Nacional Noel Kempf Mercado, no sudeste da Bolívia (Killeen & Schulenberg 1998).

Nós desconhecemos estudos que sintetizem o conhecimento sobre a diversidade regional de vertebrados em áreas protegidas do Cerrado, publicados sob a forma de artigos científicos em periódicos indexados. Sem informações detalhadas a respeito da composição e distribuição da biota não há como avaliar se medidas apropriadas de conservação e manejo estão sendo aplicadas (Brooks et al. 2004a, b). Diante do conjunto de circunstâncias que aliam alta diversidade, lacunas de conhecimento científico básico e alto grau de ameaça, é urgente coletar, sintetizar e tornar acessíveis os dados sobre diversidade biológica nas cada vez mais raras e isoladas regiões abrigando os grandes (e últimos) remanescentes de vegetação nativa do Cerrado. A recente e elevada taxa de perda de hábitat no Cerrado (na ordem de 1.420.000 ha ao ano) (MMA 2009) restringe cada vez mais os remanescentes em bom estado de conservação às áreas protegidas (Klink & Machado 2005). Assim, o conhecimento biológico é essencial para orientar ações de gestão destas áreas, reduzindo efetivamente as ameaças e garantindo a conservação da biodiversidade no longo prazo.

Neste trabalho apresentamos uma síntese de um inventário de vertebrados realizado na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, a segunda maior área protegida no Cerrado brasileiro. Buscamos enfatizar os resultados obtidos em termos de três alvos principais para a seleção de áreas chave para a conservação (adaptado de Eken et al. 2004): espécies ameaçadas (critério 1 de Eken et al. 2004), espécies com distribuição restrita (critério 2 de Eken et al. 2004) e espécies endêmicas do Cerrado (adaptado do critério 4 de Eken et al. 2004). Assim, pretendemos avaliar e definir prioridades locais a partir da contextualização em termos biogeográficos (representada por endemismos restritos ou endemismos do Cerrado) e em termos de ameaças regionais (representadas por espécies ameaçadas). Ao enfatizar estas duas escalas de importância biológica, visamos evidenciar o elo crucial entre pesquisa básica de caracterização da biodiversidade e ações locais (porém contextualizadas) de proteção e manejo de uma das maiores e menos conhecidas áreas protegidas do Cerrado brasileiro.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) é a segunda maior área protegida e a maior estação ecológica no Cerrado. Foi criada em setembro de 2001, com o objetivo de proteger e preservar amostras dos ecossistemas de Cerrado, bem como propiciar o desenvolvimento de pesquisas científicas (Dec s/ nº de 27 de setembro de 2001). Com uma área de aproximadamente 716.306 ha, localiza-se na porção norte do Cerrado, no leste do Estado do Tocantins, e extremo noroeste da Bahia (Figura 1). A EESGT situa-se na região do Jalapão, composta por um conjunto de depressões e planaltos adjacentes que formam um interflúvio entre três grandes sistemas hídricos do Brasil (Mamede et al. 2002, IBGE 2004, Villela & Nogueira, no prelo): São Francisco, a sudeste, Tocantins a oeste-noroeste e Parnaíba, a norte-nordeste. A paisagem regional é composta por planaltos e chapadões aplainados, serras do tipo "mesa" e morros testemunhos (Villela & Nogueira, no prelo). Os solos predominantes são os areno-quartzosos distróficos e álicos,

mas também se registra a presença de latossolos (Mamede et al. 2002, IBAMA 2004). A região do Jalapão está protegida por duas outras grandes unidades de conservação: o Parque Estadual do Jalapão com 158.000 ha, ao norte da EESGT, e o Parque Nacional das Nascentes do Parnaíba (729 mil ha), a nordeste, representando a maior unidade de proteção integral em todo o Cerrado. Além disso, a Área de Proteção Ambiental do Jalapão (462 mil ha), e as reservas particulares do patrimônio natural Mina d'Água (745 ha) e Catedral do Jalapão (326 ha) complementam o mosaico de áreas protegidas da região.

Segundo o mapa de vegetação do Brasil (IBGE 1993), os tipos de fisionomia vegetal dominante na região são cerrados abertos e campestres, como campo limpo, campo sujo e campo cerrado, com manchas de campo cerrado e cerrado *sensu stricto*. É também muito comum na região a presença de extensas veredas e campos úmidos ao longo das drenagens e nascentes, cortando as extensões de campos de interflúvio. Formações florestais são escassas, porém estão presentes em matas de galeria próximas a drenagens.

De modo geral, a região do Jalapão encontra-se em ótimo estado de conservação, apresentando grandes extensões pouco impactadas, e uma das menores densidades demográficas do país, com apenas 1,3 habitantes/km^2 (IBAMA 2004). No entanto, o amplo predomínio de formações campestres, determinadas pelos solos arenosos e pobres, e sob influência frequente de queimadas, gera a noção equivocada de que a EESGT apresenta alto grau de perturbação e baixa diversidade biológica, um viés comum em paisagens campestres ou savânicas (Bond & Parr 2010). No entanto, embora relativamente rarefeita, a biota das paisagens abertas de Cerrado revela-se rica e regionalmente diversa, quando estudada através de amostragens intensivas e com o devido detalhe (ver discussões em Ratter et al. 1997).

2. Seleção de regiões e sítios amostrais

A seleção das regiões e localidades de coleta foi orientada em função de grandes divisões topográficas regionais e de dados prévios de amostragens de fauna (Haseman & Eigenmann, 1911, Santos 2001, Arruda & Von Behr 2002, Vitt et al. 2005, Lima & Caires no prelo, Rego et al. no prelo) (Figura 1). Os métodos utilizados para a coleta de dados em cada grupo taxonômico estão descritos nos artigos específicos deste volume.

Como ponto de partida, dividimos a EESGT e seu entorno imediato em três grandes regiões, correspondendo a grandes blocos de unidades topográficas: 1) Depressões do rio Manoel Alves e do rio Balsas (alto curso da bacia do rio Ponte Alta, ambos na bacia do Tocantins), 2) Depressão do rio Novo e Serra do Espírito Santo e 3) Chapadão da Serra Geral na Bahia (Figura 2). A depressão do rio Novo, próxima ao Parque Estadual do Jalapão e município de Mateiros, é uma das mais porções mais acessíveis do Jalapão, e havia sido foco de inventários prévios (Arruda & Von Behr 2002, Vitt et al. 2005) (Figura 1). Desta maneira, concentramos os esforços de amostragem nas regiões onde havia maiores lacunas de inventários (Figura 2). Estas regiões (1 e 3) (Figura 2) eram desconhecidas do ponto de vista faunístico, uma vez que quase todos os dados prévios na região do Jalapão foram obtidos em localidades ao norte da EESGT, nas imediações do Parque Estadual do Jalapão, ou onde hoje situa-se o Parque Nacional das Nascentes do Parnaíba (Figura 1). O único ponto amostral prévio na EESGT foi a coleta ictiológica nas nascentes do rio Sapão (Haseman & Eigenmann, 1911), no antigo povoado dos Prazeres (hoje no interior da unidade) (Figura 1). Outros registros prévios no interior da EESGT, agregados às análises do presente projeto, foram obtidos por membros da equipe executora, durante estudos amplos e recentes sobre diversidade e padrões de distribuição de répteis (Nogueira 2006, Nogueira et al. 2009a) e pequenos mamíferos (Carmignotto 2005, Gregorin et al. 2006) do Cerrado.

Durante o período de 23 de janeiro a 21 de fevereiro de 2008 uma equipe composta por 24 zoólogos, incluindo ictiólogos, herpetólogos, ornitólogos e mastozoólogos, amostrou a fauna de vertebrados em 75 pontos amostrais no interior e entorno imediato da estação (ver Figura 2). A primeira parte do inventário, de 26 de janeiro a 04 de fevereiro, amostrou áreas localizadas nas depressões do alto curso do rio Manoel Alves e do rio Balsas, na porção sul da EESGT (região 1) (Figura 2). A segunda parte das amostragens, de 08 a 17 de fevereiro, concentrou-se na porção leste da unidade, no Chapadão Ocidental da Bahia, entre as drenagens do rio Galhão (bacia do Tocantins) e do rio Sapão (Bacia do São Francisco), entre os municípios de Formosa do Rio Preto, BA e Mateiros, TO (região 3) (Figura 2).

Resultados

Nós amostramos um total de 450 espécies de vertebrados nos inventários realizados na EESGT e entorno imediato, incluindo 35 espécies de peixes, 36 de anfíbios, 45 de répteis, 254 de aves, 39 de quirópteros e 41 de mamíferos terrestres (Tabela 1). Considerando espécimes previamente depositados em coleções ou dados de literatura utilizados nas análises e comparações taxonômicas, os estudos na EESGT adicionaram 180 espécies à riqueza de vertebrados conhecida para a região do Jalapão (Tabela 1). Assim, dentre o total de 707 espécies da fauna regional de vertebrados, 64% foi registrada na EESGT e áreas imediatas.

Foram registradas na EESGT pelo menos 50 espécies de vertebrados endêmicas ao Cerrado, incluindo 15 anfíbios, 19 répteis, 11 aves, um morcego e quatro mamíferos terrestres (Tabela 1). Este total é subestimado, pois não inclui a ictiofauna, cujos padrões de distribuição não se ajustam a grandes domínios de vegetação terrestre, mas sim a limites de bacias hidrográficas, não havendo, até o presente, sequer listagens preliminares de espécies de peixes endêmicas da região do Cerrado. Os inventários na EESGT revelaram ainda a presença de pelo menos 11 espécies com distribuição potencialmente restrita (Tabela 1), conhecidas de poucas localidades e muito provavelmente distribuídas apenas na região do Jalapão e regiões adjacentes à porção norte da Serra Geral.

Foram ainda registradas 17 espécies de vertebrados ameaçadas, incluindo duas de peixe, quatro de aves, uma de morcego e 10 de mamíferos terrestres (Tabela 1). Por fim, as amostragens revelaram a presença de pelo menos 12 prováveis novas espécies de vertebrados. Quatro delas foram descritas recentemente, com base em material proveniente das coletas aqui discutidas: *Thyroptera devivoi* Gregorin et al. 2006, *Bachia oxyrhina* Rodrigues et al. 2009, *Amphisbaena acrobeles* (Ribeiro et al. 2009) e *Siagonodon acutirostris* Pinto & Curcio 2011. Todas as demais dependem de estudos mais amplos e comparações detalhadas de taxonomia para que sejam confirmadas como novas espécies e, possivelmente, descritas formalmente.

De modo geral, a distribuição de espécies de vertebrados na região de estudo não se dá aleatoriamente, mas fortemente associada ao mosaico de ambientes típico das paisagens de Cerrado (Recoder et al. no prelo, Carmignotto et al. no prelo.). Portanto, existem conjuntos de ambientes críticos na área de estudo (Tabela 2), em geral localizados, e abrigando espécies-alvo prioritárias (espécies ameaçadas, endemismos do Cerrado, espécies de distribuição restrita, ou espécies localmente raras, associadas fortemente a um tipo de ambiente específico).

Afloramentos de arenito são comuns em praticamente todas as quebras de relevo e bordas de morros testemunho na Estação, representando um ambiente crucial para várias espécies de interesse direto para a conservação (Tabela 2). Paredões de arenito e cerrados rupestres são utilizados como sítios de abrigo e reprodução pelo

Tabela 1. Síntese de riqueza, endemismo e ameaças nos grupos de vertebrados na EESGT e Jalapão. DR = distribuição restrita.
Table 1. Richness, endemism and threat in major vertebrate groups in EESGT and Jalapão. DR = restricted range.

	Riqueza EESGT	Riqueza Jalapão	Novos registros	Endêmicas Cerrado	Potencias DR	Ameaçadas IUCN/MMA	Novas
Ictiofauna	35	111	67	NA	5	2	5
Herpetofauna (anfíbios)	36	39	7	15	0	0	2
Herpetofauna (répteis)	45	88	6	19	4	0	2
Avifauna	254	366	33	11	0	4	1
Mastofauna (quirópteros)	39	39	39	1	1	1	1
Mastofauna (terrestre)	41	64	28	4	1	10	1
Totais	450	707	180	50	11	17	12

Tabela 2. Espécies, regiões e ambientes chave para a conservação e manejo da EESGT.
Table 2. Species, regions and key habitats for management and conservation at EESGT.

Grupo	Espécie	Ambiente chave	Subunidade EESGT
ict	*Aguarunichthys tocantinsensis* Zuanon et al. 1993	rios (corredeiras)	Rio Novo
ict	*Mylesinus paucisquamatus* (Jégu & dos Santos, 1988)	rios (corredeiras)	Rio Novo
anf	*Eupemphix nattereri* (Steindachner, 1863)	campo e cerrado típico (poças temp.)	Ampla
anf	*Leptodactylus sertanejo* (Giaretta & Costa, 2007)	campo úmido e vereda	Serra Geral
anf	*Proceratophrys goyana* (Miranda-Ribeiro, 1937)	riachos com água corrente	Manoel Alves-Balsas
anf	*Dendropsophus cruzi* (Pombal e Bastos, 1998)	rios (poças marginais)	Rio Novo
anf	*Osteocephalus* cf. *taurinus*	rios (poças marginais)	Rio Novo
anf	*Scinax constrictus* (Lima, Bastos & Giaretta, 2005)	rios (poças marginais)	Rio Novo
rep	*Cnemidophorus jalapensis* Colli et al., 2009	campo e cerrado sobre areia	Rio Novo, Manoel Alves-Balsas
rep	*Amphisbaena acrobeles* (Ribeiro et al. 2009)	campo e cerrado sobre areia	Rio Novo
rep	*Bachia oxyrhina* Rodrigues et al., 2008	campo e cerrado sobre areia	Manoel Alves-Balsas
rep	*Kentropyx* aff. *paulensis*	campo úmido e vereda	Rio Novo
rep	*Stenocercus quinarius* Nogueira & Rodrigues, 2006	cerrado típico em planalto	Serra Geral
av	*Anodorhynchus hyacinthinus* (Latham 1790)	afloramentos de arenito	Ampla
av	*Taoniscus nanus* Temminck, 1815	campo limpo em planalto	Serra Geral
av	*Procnias averano* (Hermann, 1783)	mata de galeria	Serra Geral
av	*Mergus octosetaceus* Viellot 1817	rios	Rio Novo
mast	*Lonchophylla dekeyseri* Taddei et al. 1993	campos e afloramentos de arenito	Serra Geral
mast	*Thyroptera devivoi* Gregorin et al. 2006	vereda com Heliconiáceas	Rio Novo
mast	*Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815)	campo e cerrado sobre areia	Ampla
mast	*Priodontes maximus* (Kerr, 1792)	campo e cerrado sobre areia	Ampla
mast	*Tolypeutes tricinctus* (Linnaeus, 1758)	campo e cerrado sobre areia	Serra Geral
mast	*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758	campo e cerrado sobre areia	Ampla
mast	*Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815)	campo úmido e vereda	Serra Geral
mast	*Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)	mata de galeria	Ampla
mast	*Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775)	mata de galeria	Ampla
mast	*Leopardus wiedii* (Schinz, 1821)	mata de galeria	Ampla
mast	*Panthera onca* (Linnaeus, 1758)	mata de galeria	Ampla
mast	*Speothos venaticus* (Lund, 1842)	mata de galeria	Ampla
mast	*Thrichomys* sp.	afloramentos de arenito	Ampla
mast	*Ozotocerus bezoarticus* (Linnaeus, 1758)	campo e cerrado sobre areia	Rio Novo

psitacídeo *Anodorhynchus hyacinthynus* (Latham 1790), consistindo também no ambiente típico do roedor *Trichomys* sp., provável espécie nova e com distribuição potencialmente restrita, conhecida atualmente da região do Jalapão e de duas localidades na porção sul do Estado de Tocantins (Carmignotto 2005). Os afloramentos de arenito são ainda um dos ambientes típicos de *Lonchophylla dekeyseri* Taddei et al. 1993, espécie associada também a cerrados e campos em áreas de planalto, como os chapadões da Serra Geral (Gregorin et al. no prelo).

Campos e cerrados sobre areia constituem o tipo de ambiente dominante na estação, e abrigam outro conjunto importante de espécies (Tabela 2), incluindo os prováveis endemismos restritos de répteis *Cnemidophorus jalapensis* Colli et al., 2009, *Amphisbaena acrobeles* (Ribeiro et al. 2009) e *Bachia oxyrhina* Rodrigues et al. 2008, aparentemente segregados entre diferentes porções da unidade (Recoder et al. no prelo). Outro lagarto endêmico do Cerrado, *Stenocercus quinarius* Nogueira & Rodrigues 2006 está aparentemente associado a formas mais densas de cerrado típico, nas porções mais altas da unidade, nos planaltos do oeste baiano, na Serra Geral (Recoder et al. no prelo). Campos e cerrados são também o ambiente típico dos mamíferos ameaçados *Priodontes maximus* (Kerr, 1792), *Tolypeutes tricinctus* (Linnaeus, 1758) e *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 (Carmignotto et al. no prelo). As formações mais abertas de cerrado de interflúvio, contendo campos limpos, abrigam ainda duas espécies de relativa importância para a conservação (Tabela 2): a ave ameaçada *Taoniscus nanus* Temminck, 1815 e o cada vez mais raro cervídeo *Ozotocerus bezoarticus* (Linnaeus, 1758).

Campos úmidos e veredas, outro tipo de ambiente bastante comum na unidade, são o hábitat principal de outro conjunto de espécies críticas (Tabela 2), incluindo o anfíbio *Leptodactylus sertanejo* (Giaretta & Costa, 2007), além da provável espécie nova de lagarto *Kentropyx* aff. *paulensis* e da suçuapara (ou cervo-do-Pantanal), *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815), este último ameaçado e dependente de grandes extensões de veredas e campos úmidos em bom estado de conservação, presentes ainda na região das nascentes do rio Sapão (Carmignotto et al. no prelo). Outra espécie típica de formações de veredas (Tabela 2) ricas em plantas heliconiáceas, é o morcego recém descrito *Thyroptera devivoi* Gregorin et al. 2006, espécie até o momento muito pouco estudada, conhecida de poucas localidades e aparentemente endêmica das formações savânicas da América do Sul (Gregorin et al. no prelo).

Outro conjunto de espécies está associado a matas de galeria (Tabela 2), incluindo grande parte dos felinos presentes na região, tais como a jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), o gato do mato *L. tigrinus* (Schreber, 1775), e a onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), relativamente rara localmente. Outro mamífero raro e dependente de matas de galeria é o canídeo *Speothos venaticus* (Lund, 1842), cuja biologia é ainda pouco estudada. As matas de galeria são também o ambiente típico da ave ameaçada *Procnias averano* (Hermann, 1783), abrigando também uma provável nova espécie de ave, *Picumnus* sp. amostrada nas matas de galeria de drenagens protegidas na EESGT e áreas vizinhas.

Por fim, ambientes ripários como rios e riachos de cabeceira são também prioridades (Tabela 2), pois abrigam um conjunto importante de prováveis endemismos da ictiofauna (Lima & Caires no prelo). Estes ambientes ripários são o habitat principal de espécies ameaçadas, tais como o criticamente ameaçado *Mergus octosetaceus* Viellot, 1817, dependente de drenagens com água corrente e transparente, como a calha principal do rio Novo e suas nascentes. Além disso, poças temporárias associadas a rios de maior porte são o provável ambiente reprodutivo dos anfíbios *Scinax constrictus* (Lima, Bastos & Giaretta, 2005), *Dendropsophus cruzi* (Pombal e Bastos, 1998) e *Osteocephalus* cf. *taurinus.* Por fim, corredeiras em riachos de cabeceira são o ambiente reprodutivo do anuro *Proceratophrys goyana*, endêmico do alto curso do rio Tocantins (Valdujo et al. no prelo).

Ambientes de corredeira na bacia do rio Novo abrigam duas espécies ameaçadas de peixes (Tabela 2), *Aguarunichthys tocantinsensis* Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu, 1993 e *Mylesinus paucisquamatus* (Jégu & dos Santos, 1988), registrados à jusante da Cachoeira da Velha, fora dos limites da EESGT (Lima & Caires no prelo). Embora estas duas espécies provavelmente não estejam presentes na unidade, a EESGT abriga o conjunto de nascentes e o alto curso do rio Novo, sendo crucial para a conservação destas espécies.

Discussão

1. Recomendações para o zoneamento e manejo da fauna

Para a conservação da biota na EESGT é necessário ter atenção especial às populações de espécies que ocorrem em subunidades distintas da estação, que neste caso devem ser tratadas como diferentes unidades de manejo. Tais subunidades seriam, minimamente, as três grandes regiões definidas no planejamento da amostragem do presente estudo: 1) região da depressão do rio Manoel Alves e rio Balsas, 2) a região do alto rio Sono (rio Novo) e 3) a região da Cabeceira do rio Sapão, na porção leste da unidade, que protege uma porção dos campos gerais da Serra Geral, no oeste da Bahia. A presença de espécies aparentemente segregadas por barreiras de relevo ou hidrográficas indica que a região do Jalapão abriga diferentes conjuntos faunísticos, provavelmente determinados por condições históricas e bastante remotas, vinculadas à geomorfologia regional.

Do ponto de vista da biota aquática ou ripária, o manejo da unidade deve ser planejado de acordo com as diferentes unidades hidrográficas, já que existe um intercâmbio muito restrito de espécies entre as cabeceiras do sistema do rio Manoel Alves, rio Novo e rio Sapão. Embora exista interligação física entre os sistemas do rio Novo (alto Tocantins) e rio Sapão (São Francisco) esta conexão favorece a dispersão de poucas espécies da ictiofauna, sendo as demais espécies restritas a diferentes drenagens (Lima & Caires no prelo).

Como principal drenagem regional, o alto curso do rio Novo é ambiente crítico para uma parcela importante da biodiversidade no Jalapão, abrigando componentes únicos e ameaçados. Além disso, o fluxo, a qualidade da água e integridade dos ecossistemas do rio Novo dependem diretamente da proteção das suas cabeceiras, contidas integralmente na unidade. Da mesma forma, a porção ao sul e leste da unidade abriga as cabeceiras dos rios Manoel Alves e Balsas, e contém importantes nascentes da bacia do alto rio Sono, cujas nascentes também estão contidas inteiramente na EESGT. Esta região da unidade abriga espécies potencialmente restritas (Tabela 2), possivelmente ausentes de outras porções da estação e provavelmente isoladas destas por quebras de relevo.

Já a região da Serra Geral e planalto do oeste baiano, além de também abrigar espécies ausentes ou raras nas demais unidades (Tabela 2), é uma das porções mais ameaçadas regionalmente. O amplo e contínuo processo de expansão da fronteira da agricultura mecanizada já se alastrou por praticamente todo o planalto do oeste baiano, até a fronteira leste da área protegida. Desta maneira, proteger as partes altas do leste da EESGT, nos cerrados de planalto da Serra Geral na Bahia, deve ser uma prioridade máxima da gestão. Como grande parte do planalto da Serra Geral já foi modificada pelo desmatamento, a proteção desta porção da EESGT representa uma das últimas chances de manter áreas representativas de cerrados e veredas neste que é um dos maiores, mais ameaçados e menos estudados blocos de planalto em todo o Cerrado.

Nas três grandes subunidades da EESGT ocorrem ambientes especiais, incluindo veredas, cerrados e campos sobre areia, matas de galeria, drenagens e afloramentos rochosos, dos quais dependem espécies criticas para a conservação regional e do Cerrado (Tabela 2). Assim, as ações de manejo e conservação deverão considerar a proteção especial de diferentes ambientes críticos. Como a biota na EESGT está distribuída de acordo com o mosaico típico de ambientes do Cerrado, as ações de manejo e conservação devem ser focadas em manter os diferentes componentes deste mosaico, uma vez que todos abrigam espécies de alta relevância para a conservação do Cerrado. Recomendamos que o futuro desenvolvimento do plano de manejo e zoneamento da UC considere as regiões e ambientes aqui mencionados, garantindo que ao menos parte destes estejam representada em zonas de menor intervenção humana possível (tradicionalmente denominadas "zona intangível" ou "zona primitiva").

Outra ação imediata e necessária para o manejo de fauna e decorrente de nossa experiência durante o inventário é a intensificação do trânsito de funcionários e fiscais ao longo da estrada principal da EESGT, cruzando o centro da Estação no sentido norte e sul, entre a região do rio Novo e a cabeceira do rio Balsas, no município de Rio da Conceição. Durante o inventário a equipe de pesquisa se deparou com caçadores acampados na cabeceira do rio Balsas. Estes abateram espécimes de mamíferos, como a queixada, *Tayassu pecari* (Link, 1795), o veado-catingueiro, *Mazama gouazoubira* (Fischer, 1814) e uma anta, *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758). A presença constante da equipe da UC no interior da unidade, especialmente nesta porção central e de difícil acesso, certamente reduziria a ação de caçadores, que devem causar impacto significativo na fauna local de vertebrados de grande porte, que já não é abundante regionalmente. Curiosamente, ao contrário de nossa expectativa inicial, os avistamentos de espécies visadas pela caça foram mais comuns na porção com melhor acesso, na borda norte da unidade (na estrada Mateiros – Ponte Alta). Já no interior da unidade, em áreas mais isoladas, como a cabeceira do rio Balsas, foram raros os avistamentos destas espécies. Embora nossos dados sejam insuficientes para uma análise quantificada do impacto de caça, é provável que o fluxo mais constante ao longo da estrada principal, Mateiros-Ponte Alta e sua proximidade com o Parque Estadual do Jalapão, de algum modo restrinjam a ação de caçadores.

Assim, recuperar os trechos críticos da estrada (nas quebras de relevo após o Morro do Fumo, próximo às cabeceiras do rio Balsas, no sentido Mateiros – Rio da Conceição) iria trazer maior facilidade de fiscalização e controle nesta porção interior da unidade. É nosso entendimento que o bom acesso deverá inibir a entrada de caçadores ou invasores, uma vez que a porção central da unidade estaria acessível a rondas mais constantes, e menos desgastantes para a equipe de gestores e fiscais. Facilitar a chegada e a presença destes gestores e fiscais às áreas mais afastadas, reduzindo o tempo e custo de deslocamento, seria um fator significativo para a redução da pressão de caça ou mesmo presença de pessoas sem autorização no interior da unidade. Além disso, o melhor acesso facilitaria o trabalho de detecção e combate às queimadas em toda a UC.

Idealmente, para que as ações de manejo, fiscalização e pesquisa ocorram dentro de uma rotina sistematizada, seria importante prover uma base de apoio e alojamento na porção central da estação, próximo à região do Morro do Fumo, ao longo da estrada principal entre Rio da Conceição e região do rio Novo. Uma base ali instalada facilitaria o acesso dos fiscais e pesquisadores às principais subunidades da estação e permitiria o pernoite no interior da área protegida, gerando rotinas de acesso controlado a regiões ainda muito remotas na unidade. Cabe ressaltar que a EESGT e toda a região do Jalapão é bastante extensa e topograficamente complexa. A dificuldade de acesso constante e controlado é claramente um empecilho à melhor caracterização e proteção de sua biota.

2. Recomendações para pesquisa futura

Embora nossos estudos tenham revelado valores elevados de riqueza e um grande conjunto de espécies de alta prioridade para a conservação, dentre as quais espécies endêmicas, potencialmente raras e geograficamente restritas, ainda restam grandes lacunas sobre taxonomia e distribuição da fauna local e regional (ver Nogueira et al. 2010, Bernard et al. 2011).

Uma das principais ações de pesquisa que recomendamos é dar continuidade aos estudos taxonômicos, de maneira a tentar esclarecer o status das várias populações consideradas como potencias espécies novas. O trabalho de inventário e caracterização faunística não termina na fase de coleta de dados em campo; ao contrário, é um esforço contínuo e integrado de comparação e análise de material depositado em coleções, que são uma rede de informações interligadas e unificadas pela ação dos especialistas (Graham et al. 2004). No entanto, mesmo para vertebrados, há poucos especialistas em taxonomia no Brasil (Carbayo & Marques 2011), e o conjunto de espécies a descrever é sempre crescente, sendo ampliado com as coletas recentes em áreas pouco ou nunca amostradas (Carbayo & Marques 2011). Estimular a continuidade de estudos em taxonomia e vincular tais resultados a ações de conservação e manejo da EESGT requer constante troca de informações entre os gestores da unidade e os especialistas, uma condição essencial para boas ações de conservação e caracterização da biodiversidade (Nogueira et al. 2009).

Outro conjunto de estudos prioritários seria descrever mais detalhadamente os padrões de distribuição local da fauna, visando delinear mais claramente os limites e possíveis barreiras geográficas à ocorrência de espécies entre diferentes porções da unidade e do Jalapão. Planejamento de conservação é uma tarefa altamente dependente de bons mapas de atributos da biodiversidade (Brooks et al. 2004a). Assim, entender em detalhe os limites entre a distribuição de espécies endêmicas (e. g. ictiofauna de cabeceiras, endemismos restritos da fauna de répteis e pequenos mamíferos) poderá trazer conhecimentos detalhados sobre mecanismos históricos e atuais de isolamento entre populações. Este tipo de informação seria fundamental à tarefa (ainda bastante incompleta) de compreender o papel das áreas protegidas na conservação de processos de formação da diversidade neotropical e do Cerrado. Diante dos vários exemplos descritos aqui de potenciais espécies segregadas entre unidades topográficas distintas, acreditamos que a EESGT e o Jalapão fornecem oportunidades únicas para estudos de biogeografia e conservação em escalas locais, ainda incipientes no Brasil. Tais estudos seriam beneficiados com novas amostragens, focadas em grupos taxonômicos específicos e em espécies interesse direto em biogeografia e conservação (Tabela 2), em porções ainda pouco amostradas ou sem amostragens na EESGT (Figura 2). São exemplos de regiões ainda carentes de mais estudos as cabeceiras do rio Novo e rio Verde, na parte centro-sul da EESGT, a porção noroeste da Estação, nas áreas baixas da drenagem do rio Ponte Alta, além de estudos mais detalhados nos planaltos da Serra Geral e chapadões isolados da Serra do Meio e Serra do Cinzeiro, estas últimas em regiões de difícil acesso, mas que representam blocos isolados de planaltos que testemunham condições pretéritas de relevo e geomorfologia.

Outros estudos prioritários envolvem estudos de médio a longo prazo sobre impactos da caça na fauna de mamíferos de médio e grande porte. A caça é uma atividade antiga e bastante comum na região (Ferreira & Freire, 2009) e o monitoramento destas espécies

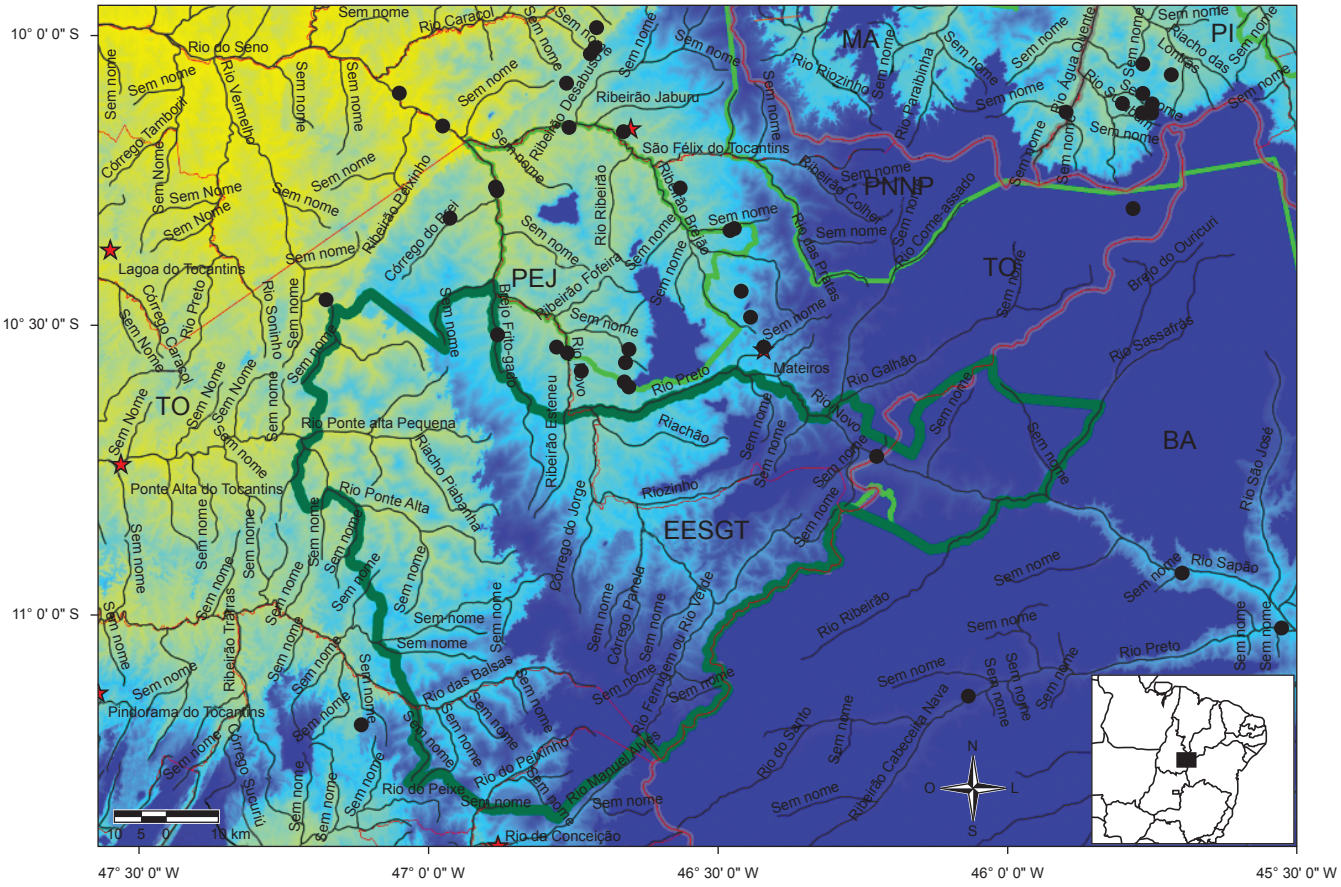

Figura 1. Pontos amostrados em estudos prévios de fauna na região do Jalapão (Haseman & Eigenmann 1911, Santos 2001, Arruda & Von Behr 2002, Vitt et al. 2005, Lima & Caires no prelo e Rego et al. no prelo). As variações de cor denotam gradiente de altitude, com áreas mais altas (até 890 m) em azul escuro, e áreas mais baixas (até 310 m) em amarelo. Linhas em verde escuro: limites da EESGT. Linhas em verde claro: limites das demais UCs de proteção integral no Jalapão. PEJ: Parque Estadual do Jalapão; PNNP: Parque Nacional Nascentes do Parnaíba. Em vermelho limites estaduais. Estrelas vermelhas: sedes municipais.

Figure 1. Sites sampled in previous faunistic studies in the Jalapão region (Haseman & Eigenmann 1911, Santos 2001, Arruda & Von Behr 2002, Vitt et al. 2005, Lima & Caires in press and Rego et al. in press). Color shades indicate elevation gradients, with higher areas (up to 890 m) in dark blue, and lower areas (up to 310 m) in yellow. Dark green lines: EESGT boundaries. Light green lines: boundaries of other strictly protected áreas in the Jalapão region. PEJ: Parque Estadual do Jalapão. PNNP: Parque Nacional Nascentes do Parnaíba. Red lines refer to state boundaries, and red stars to urban settlements.

poderia trazer uma melhor compreensão sobre os impactos danosos da caça sobre a fauna de vertebrados regional.

Outra frente prioritária de estudos é compreender mais detalhadamente o papel e representatividade da porção leste da unidade no contexto da proteção da biota do planalto da Serra Geral, oeste da Bahia. Essa região é uma das porções do Cerrado mais impactadas recentemente pela perda de hábitats (Batistella & Valladares 2009), e uma das maiores extensões de planaltos e cerrados de topo de chapada no Brasil. Este tipo de ambiente, em solos planos de topos de chapada, é ambiente altamente visado para a instalação de grandes projetos de agricultura mecanizada (Klink & Machado 2005). Entender quais as principais lacunas de conservação nesta região de planalto, e quantificar a importância biológica das áreas da EESGT no contexto da conservação da Serra Geral é um tema urgente para novos estudos. Tais estudos deverão trazer uma melhor compreensão dos impactos decorrentes do avanço da agricultura mecanizada, certamente a principal ameaça regional à biodiversidade na EESGT e no Jalapão, e a maior ameaça à biodiversidade no Cerrado (Klink & Machado 2005).

Por fim, estudos que busquem entender os efeitos de diferentes regimes de fogo sobre a fauna de pequenos vertebrados podem auxiliar o planejamento e implementação de estratégias para minimizar o impacto de queimadas antrópicas anuais, uma das ameaças principais sobre as áreas protegidas do Cerrado e uma ameaça bastante evidente à manutenção da biodiversidade da EESGT. Ressaltamos, entretanto, que a completa supressão do fogo seria inviável e deletéria à biota do Cerrado, adaptada a incêndios naturais e periódicos (porém não anuais) provocados por tempestades com descargas elétricas. Assim, persistem historicamente no Cerrado mosaicos de áreas com diferentes históricos de queima (França et al. 2007, Ramos-Neto & Pivello 2000). Estudos mais aprofundados podem permitir a identificação das áreas, ambientes e espécies mais impactadas pelos incêndios antrópicos, fornecendo subsídios importantes para ações preventivas, como aceiros e monitoramento mais intenso nas áreas mais vulneráveis ou com maior incidência de focos de calor.

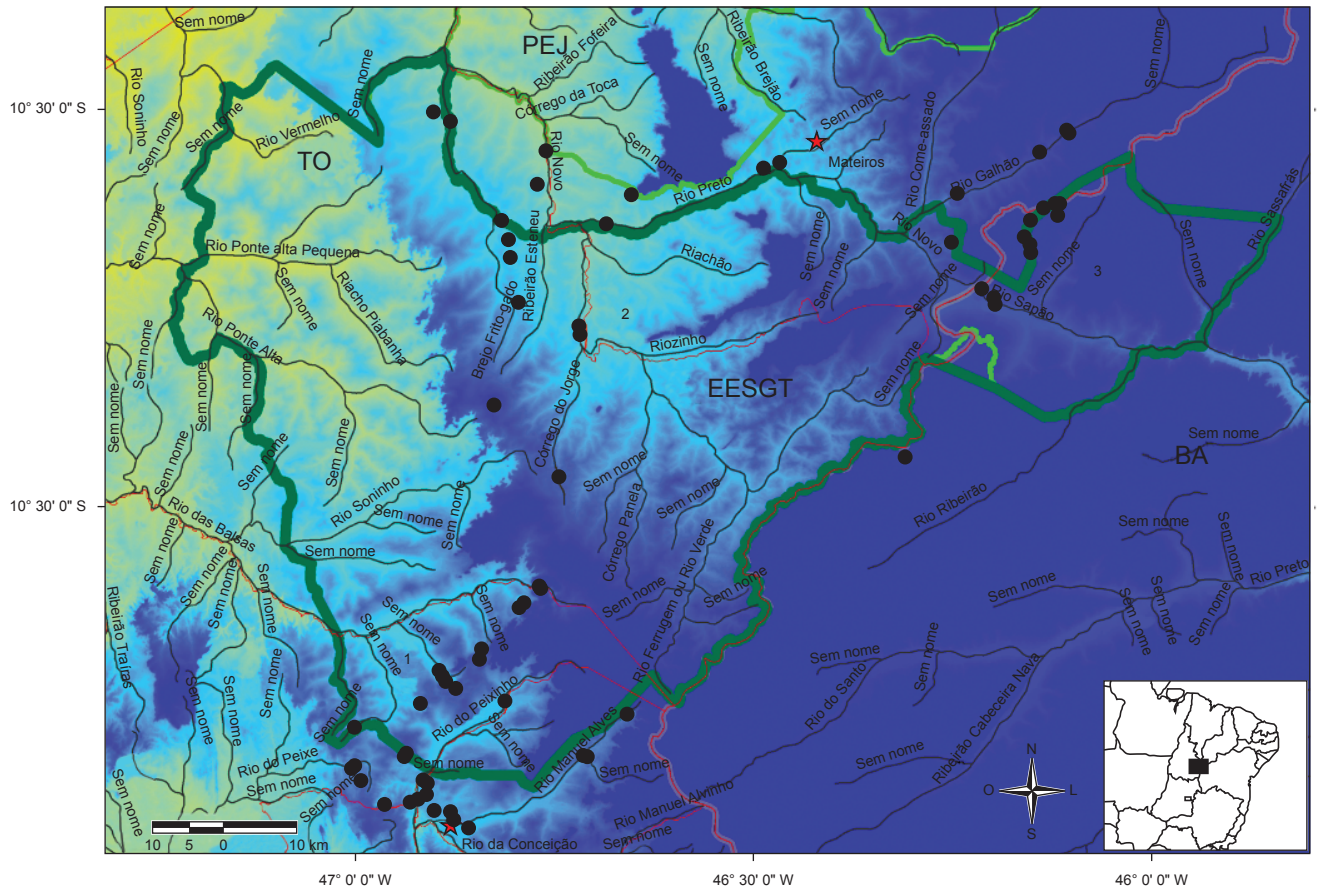

Figura 2. Pontos amostrados durante o inventário na EESGT e região. As variações de cor denotam gradiente de altitude, com áreas mais altas (até 890 m) em azul escuro, e áreas mais baixas (até 310 m) em amarelo. Linhas em verde escuro: limites da EESGT. Linhas em verde claro: limites das demais UCs de proteção integral no Jalapão. PEJ: Parque Estadual do Jalapão. Em vermelho limites estaduais. Estrelas vermelhas: sedes municipais. Número indicam as três principais subunidades de relevo na EESGT (ver texto).

Figure 2. Sites sampled in EESGT during the present study. Color shades indicate elevation gradients, with higher areas (up to 890 m) in dark blue, and lower areas (up to 310 m) in yellow. Dark green lines: EESGT boundaries. Light green lines: boundaries of other strictly protected areas in the Jalapão region. PEJ: Parque Estadual do Jalapão. Red lines refer to state boundaries, and red stars to urban settlements. Numbers (1-3) refer to the three main subunits of the study region (see text).

3. Conclusão final: conhecer para conservar

O projeto trouxe resultados inéditos sobre a fauna de vertebrados da segunda maior unidade de conservação no Cerrado. Antes da conclusão do projeto havia grande desconhecimento sobre a composição de espécies e riqueza de vertebrados na EESGT e região. Até mesmo estudos prévios, em coletas zoológicas anteriores às primeiras décadas do século XX (Haseman & Eigenmann 1911, Pacheco 2004, ver artigos de avifauna e ictiofauna neste volume) eram muito pouco conhecidos, apesar de fornecerem os primeiros registros faunísticos desta região do Cerrado. A falta de levantamento de dados de literatura taxonômica levava, portanto, a que dados relevantes de faunística fossem negligenciados.

A compilação dos dados e os resultados gerados no projeto indicam que a EESGT abriga uma fauna rica e singular de vertebrados, contradizendo noções anteriores sobre homogeneidade e caráter generalista da fauna de Cerrado, e corroborando sínteses recentes, que indicam alto endemismo e compartimentalização da biota (Nogueira et al. 2010, Carmignotto et al. no prelo, Recoder et al. no prelo, Lima & Caires no prelo). A presença de um conjunto expressivo de espécies endêmicas do Cerrado, somada à presença de espécies ameaçadas de extinção (tanto nas listagens da IUCN quanto na lista oficial brasileira) evidenciam a importância da área como uma das principais unidades de conservação para a manutenção da biodiversidade do Cerrado.

Embora ainda haja a necessidade de estudos complementares, especialmente no grupo da ictiofauna (que apresentou um grande conjunto de espécies potencialmente novas), os dados indicam que a EESGT é composta por um mosaico de áreas e hábitats que abrigam um conjunto singular de espécies relativamente raras e com distribuição dependente de condições ecológicas localizadas e específicas. Embora tais espécies não figurem entre as dominantes nas faunas locais, merecem atenção especial pela sua restrição geográfica e provável endemismo local. Deste modo, diferentes porções da região do Jalapão e da EESGT merecem atenção especial em estratégias de conservação, pois abrigam espécies não registradas em nenhuma outra porção do Cerrado.

Muitas destas espécies podem ser confirmadas como espécies de distribuição restrita, conhecidas de áreas menores do que 50.000 km^2, um dos alvos principais em estratégias de conservação

(Eken et al. 2004). É possível que boa parte dos endemismos no Cerrado apresentem distribuições bastante localizadas (menores do que o limite de 50.000 km^2), especialmente aqueles associados a manchas isoladas e descontínuas de hábitat.

Ainda, o registro de grandes mamíferos e de algumas espécies de aves (*Panthera onca, Mergus octosetaceus*, *Anodorhynchus hyacinthynus*) evidencia o papel da EESGT e do mosaico de áreas protegidas do Jalapão na manutenção de populações de espécies que necessitam de vastas áreas preservadas, cada vez mais raras no Cerrado brasileiro.

Assim, a gestão adequada da EESGT deverá assegurar a proteção de componentes singulares da biota do Cerrado, que não são conhecidos de nenhuma outra região. A criação da EESGT foi um marco para a proteção de populações únicas que poderiam estar sob intensa pressão de extinção, frente à ampla destruição de hábitats no Cerrado, que já ameaça diretamente áreas no entorno da unidade (especialmente nos planaltos da Serra Geral, no oeste baiano). Cabe relembrar que a média recente de desmatamento anual no Cerrado é de 1.420.000 ha (Brasil 2009), ou seja, a cada ano, em média, tem sido desmatada uma área equivalente ao dobro da extensão da EESGT.

No entanto, a gestão efetiva da unidade ainda é um desafio, cujo sucesso será determinante para garantir a proteção de diversas espécies de alta relevância para a conservação. Algumas lacunas importantes, como a falta de instrumento de planejamento robusto (plano de manejo), equipe, infraestrutura e equipamentos insuficientes, deficiências logísticas de acesso e transporte, além da pouca interação com as UCs do entorno são alguns dos problemas a serem superados para reduzir e evitar as crescentes ameaças à EESGT.

Espera-se que a conservação adequada da EESGT possa garantir que essa unidade cumpra os seus objetivos de criação e traga dois resultados principais e complementares para a conservação da biota Neotropical e do Cerrado: por um lado a EESGT é crucial do ponto de vista da representatividade do sistema de áreas protegidas no Cerrado, abrigando populações de um conjunto de espécies com distribuição potencialmente restrita. Tais espécies aliam alta vulnerabilidade intrínseca ao alto valor como indicadores de padrões e processos históricos e biogeográficos (Nogueira et al. 2009b). Além disso, a EESGT contribui decisivamente para a persistência de espécies ameaçadas de aves e mamíferos, com distribuição mais ampla, mas sob intensa pressão em toda a região do Cerrado. Tais espécies são dependentes dos últimos grandes blocos contínuos e protegidos de vegetação nativa de Cerrado, como os presentes na EESGT e região.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação O Boticário para a Conservação da Natureza pelo suporte financeiro ao levantamento faunístico na EESGT, apoiado também pela Conservação Internacional, programa Cerrado-Pantanal. Agradecemos ainda o suporte logístico da Pequi – Pesquisas e conservação do Cerrado, e a licença de coleta concedida pelo IBAMA (autorização número 12187-1). Os autores agradecem também a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio aos vários projetos de pesquisa relacionados ao presente trabalho.

Referências Bibliográficas

ARRUDA, M.B. & VON BEHR, M. 2002. Jalapão: Expedição Científica e Conservacionista. Edições IBAMA, Brasília.

BATISTELLA, M.; VALLADARES, G.S. 2009. Farming expansion and land degradation in western Bahia, Brazil. Biota Neotrop. 9(3):61-76.

BERNARD, E., AGUIAR, L.M.S. & MACHADO, R.B. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? Mamm. Rev. 41(1):23-39. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x

BOND, W.J. &. PARR, C.L. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. Conserv. Biol. 143:2395-2404. doi:10.1016/j.biocon.2009.12.012

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2009. Relatório Técnico de Monitoramento do desmatamento do bioma Cerrado, 2002 a 2008: Dados Revisados. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatorio_tecnico_monitoramento_desmate_bioma_cerrado_csr_ibama_2002_2008_rev_72.pdf. (último acesso em 20/12/2009).

BROOKS, T., FONSECA, G.A.B. & RODRIGUES, A.S.L. 2004a. Species, data, and conservation planning. Conserv. Biol. 18:1682-1688. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00457.x

BROOKS, T., FONSECA G.A.B. & RODRIGUES, A.S.L. 2004b. Protected areas and species. Conserv. Biol. 18:616-618. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.01836.x

CARBAYO, F. & MARQUES, A.C. No prelo. The costs of describing the entire animal kingdom. Trends. Ecol. Evol.

CARMIGNOTTO, A.P. 2005. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. In Departamento de Zoologia, 404. Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARMIGNOTTO, A. P. & AIRES, C. C. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Biota Neotrop. Jan/Mar 2011 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03911012011 ISSN 1676-0603.

CAVALCANTI, R.B. & JOLY, C.A. 2002. Biodiversity and Conservation priorities in the Cerrado region. In The Cerrados of Brazil - Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna(P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p 351-367.

COLLI, G.R., BASTOS, R.P. & ARAÚJO, A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p 223-241

EKEN, G., BENNUN, L., BROOKS, T.M., DARWALL, W., FISHPOOL, L.D.C., FOSTER, M, KNOX, D, LANGHAMMER, P., MATIKU, P., RADFORD, E., SALAMAN, P., SECHREST, W., SMITH, M.L., SPECTOR, S.& TORDOFF, A. 2004. Key biodiverity areas as site conservation targets. BioScience 54:1110-1118. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[1110:KBAASC]2.0.CO;2

FERREIRA, M.N., FREIRE, N. C. 2009. Community perceptions of four protected areas in the Northern portion of the Cerrado hotspot, Brazil. Environ. Conserv. 36(2):129-138. doi:10.1017/S0376892909990166

FRANÇA, H., RAMOS NETO, M.B. & SETZER, A. 2007. O fogo no Parque Nacional das Emas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

HASEMAN, J.D. & EIGENMANN, C.H. 1911. A brief report upon the expedition of the Carnegie Museum to Central South America, together with a list of localities at which Mr. Haseman collected. Ann. Carnegie Mus. 7:287-314.

GRAHAM, C.H., FERRIER, S., HUETTMAN, F., MORITZ, C. & PETERSON, A. T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. Trends. Ecol. Evol. 19:497-503. doi:10.1016/j.tree.2004.07.006

GREGORIN, G., GONÇALVES, E., LIM, B.K. & ENGSTROM, M.D. 2006. New species of disk-winged bat *Thyroptera* and range extention for *T. discifera*. J. Mammal. 87:232-246. doi:10.1644/05-MAMM-A-125R1R1.1

GREGORIN, R.; GONÇALVES, E.; AIRES, C. C. & CARMIGNOTTO, A. P. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Biota Neotrop. Jan/Mar 2011 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03811012011 ISSN 1676-0603.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Rio de Janeiro.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. 2004. Unidade: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins/TO/BA. http://www2.ibama.gov.br/unidades/estacoes/reuc/149.htm (último acesso em 15/07/2009).

KILLEEN, T. & SCHULENBERG, T.S. 1998. A Biological Assessment of Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia. RAP Bulletin of Biological Assessment n. 10. Conservation-International. Conservation International, Washington.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conservation Biology 19:707-713. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x

LIMA, F.C.T. & CAIRES, R.A. Peixes da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, bacias dos rios Tocantins e São Francisco, com observações sobre as implicações biogeográficas das "águas emendadas" dos rios Sapão e Galheiros. Biota Neotrop. Jan/Mar 2010 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03411012011 ISSN 1676-0603.

LAMOREUX, J.F., MORRISON, J.C., RICKETTS, T.H., OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., MCKNIGHT, M.W. & SHUGART, H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. Nature 440:212-214. PMid:16382239. doi:10.1038/nature04291

LEWINSOHN, T. & PRADO, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? Megadiversidade 1:36-42.

LIMA, F.C.T. & CAIRES, R.A. Peixes da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, bacias dos rios Tocantins e São Francisco, com observações sobre as implicações biogeográficas das "águas emendadas" dos rios Sapão e Galheiros. Biota Neotrop. Jan/Mar 2010 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03411012011 ISSN 1676-0603.

MAMEDE, F., GARCIA, P.Q. & SOUSA JÚNIOR, W.C. 2002. Análise da viabilidade sócio-econômico-ambiental da transposição de águas da bacia do rio Tocantins para o rio São Francisco na região do Jalapão/TO. Relatório Final. http://www.conservation-strategy.org/Reports/pro_texto_final.pdf (último acesso em 15/07/2009).

MACHADO, R.B., AGUIAR, L.M.S. CASTRO, A.A.J.F., NOGUEIRA, C. & RAMOS NETO, M.B. 2008. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In Savanas - desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais. (G.P. Faleiro & A.L.F. Farias Neto, eds.). Embrapa Cerrados, Brasilia, p. 285-302.

MARINHO-FILHO, J., MACHADO, R.B. & HENRIQUES, R.P.B. 2010. Evolução do conhecimento e da conservação do Cerrado brasileiro. In Cerrado - conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação. (I.R. Diniz, J. Marinho-Filho, R.B. Machado & R.B. Cavalcanti, eds.). Editora UnB, Brasília, p. 13-32.

MARINHO-FILHO, J., RODRIGUES, F.H.G. & GUIMARÃES, M. 1998. Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas - historia natural e ecologia em um fragmento de Cerrado do Brasil Central. SEMATEC-DF, Brasília.

MYERS, N. 2003. Biodiversity hotspots revisited. Bioscience 53:916-917. doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0916:BHR]2.0.CO;2

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA G.A.B. & KENTS, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858. PMid:10706275. doi:10.1038/35002501

NOGUEIRA, C. 2006. Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado. In Departamento de Ecologia, 295. São Paulo: Universidade de Sâo Paulo.

NOGUEIRA, C., COLLI, G.R., COSTA, G.C. & MACHADO, R.B. 2010. Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. In Cerrado - conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação. (I.R. Diniz, J. Marinho-Filho, R.B. Machado & R.B. Cavalcanti, eds.). Editora UnB, Brasília, p. 333-375.

NOGUEIRA, C., COLLI, G.R. & MARTINS, M. 2009a. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. Austral Ecol. 34:83-96. doi:10.1111/j.1442-9993.2008.01887.x

NOGUEIRA, C., VALDUJO, P.H., PAESE, A., RAMOS NETO, M.B. & MACHADO, R.B. 2009b. Desafios para a identificação de áreas para conservação da Biodiversidade. Megadiversidade 5:43-53.

PACHECO, J.F. 2004. As aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. In Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação (J.M.C. Silva, M. Tabarelli, M.T. Fonseca & L.V. Lins, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília. p. 189-250.

RAMOS-NETO, M.B. & PIVELLO, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. Environ. Manage. 26:675-684. doi:10.1007/s002670010124 PMid:11029117

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. Ann. Bot. 80:223-230. doi:10.1006/anbo.1997.0469

RECODER, R. S.; TEIXEIRA JUNIOR, M.; CAMACHO, A.; NUNES, P. M. S.; MOTT, T.; VALDUJO, P. H.; GHELLERE, J. M.; NOGUEIRA, C. & RODRIGUES, M. T. Répteis da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Brasil Central. Biota Neotrop. Jan/Mar 2011 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03611012011 ISSN 1676-0603.

REDFORD, K.H. & FONSECA, G.A.B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. Biotropica 18:126-135. doi:10.2307/2388755

REGO, M. A.; SILVEIRA, L. F.; PIACENTINI, V. Q.; SCHUNCK, F.; MACHADO, E.; PINHEIRO, R. T. & REIS, E. As aves da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, centro do Brasil. Biota Neotrop. Jan/Mar 2011 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03711012011 ISSN 1676-0603.

SANTOS, M.P.D. 2001. Composição da avifauna nas Áreas de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga e Chapada das Mangabeiras (PI, TO e MA). Bol. Mus. Para. E. Goeldi, Zool. 17:43-67.

SICK, H. 1965. A fauna do cerrado. Arq. Zool. Est. São Paulo 12:71-93.

VANZOLINI, P.E. 1963. Problemas Faunísticos do Cerrado. In Simpósio sobre o Cerrado. EdUSP, São Paulo, p. 307-319.

VITT, L.J., CALDWELL, J.P., COLLI, G.R., GARDA, A.A., MESQUITA, D.O., FRANÇA, F.G.R., SHEPARD, D.B., COSTA, G.C., VASCONCELLOS, M.M. & DE NOVAES E SILVA, V. 2005. Uma Atualização do Guia Fotográfico dos Répteis e Anfíbios da Região do Jalapão no Cerrado Brasileiro. Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History, v. 2, p. 1-24. Special Publications in Herpetology.

VILLELA, F. N. J. & NOGUEIRA, C. Geologia e Geomorfologia da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Biota Neotrop. Jan/Mar 2011 vol. 11, no. 1 http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03311012011 ISSN 1676-0603.

WHITTAKER, R., ARAÚJO, M.B., JEPSON, P., LADLE, R.J., WATSON, J.E.M. & WILLIS, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. Divers. Distrib. 11:3-23. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x

Recebido em 20/03/2011
Versão reformulada recebida em 25/03/2011
Publicado em 28/03/2011

Mites and leaf domatia: no evidence of mutualism in *Coffea arabica* plants

Gustavo Quevedo Romero[1,6,7], Rodrigo Damasco Daud[2], Adriana Trevizoli Salomão[3],

Luiz Fernando Martins[4], Reinaldo José Fazzio' Feres[5,6] & Woodruff Whitman Benson[1]

[1]Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brazil
[2]Departamento de Biologia Geral, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás – UFG, Campus II, CP 131, CEP 74001-970, Goiania, GO, Brazil
[3]Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brazil
[4]Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo Américo Miguez de Mello, Av. Horácio de Macedo, n. 950, Prédio 11, CEP 21941-915, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[5]Departamento de Zoologia e Botânica, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista – UNESP, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brazil
[6]Pesquisadores bolsistas do CNPq
[7]Corresponding author: Gustavo Quevedo Romero, e-mail: gq_romero@yahoo.com.br

ROMERO, G.Q., DAUD, R.D., SALOMÃO, A.T., MARTINS, L.F., FERES, R.J.F. & BENSON, W.W. **Mites and leaf domatia: no evidence of mutualism in *Coffea arabica*** *plants*. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn00311012011.

Abstract: We conducted experiments by blocking off pit-like domatia from old and new leaves of *Coffea arabica* L., using tiny resin drops, to investigate the role of domatia on i) mite abundance at the community level and on ii) leaf damages. More than 77% of the mites collected were predators, whereas 19 and 3.3% were omnivores and phytophages, respectively. Domatia blockage treatment had no influence either on mite abundances or leaf damages. However, predatory and omnivorous mites were more abundant on new than on the old leaves; phytophagous mites occurred at very low density and occupied only plants having open domatia. The absence of mutualism between mites and *C. arabica* probably occurred because the entrances of domatia were too small and did not enable the entry of fitoseid predators in these structures.
Keywords: *mite-plant interactions, mite community, space limitation, Atlantic Rain Forest, mutualism breakdown.*

ROMERO, G.Q., DAUD, R.D., SALOMÃO, A.T., MARTINS, L.F., FERES, R.J.F. & BENSON, W.W. **Ácaros e domácias foliares: sem evidências de mutualismo em plantas de *Coffea arabica***. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn00311012011.

Resumo: Domácias são pequenas estruturas presentes na junção entre as nervuras principal e secundárias das folhas de muitas espécies de plantas, que podem mediar interações mutualísticas entre ácaros e plantas. Em experimento, nós bloqueamos as domácias em formato de covas de folhas novas e velhas de *Coffea arabica* L. com gotas de resina, a fim de investigar o seu papel i) na abundância de ácaros na comunidade e ii) nos danos foliares. Mais de 77% dos ácaros coletados são predadores, enquanto 19 e 3,3% são onívoros e fitófagos, respectivamente. Não houve influência do bloqueio das domácias tanto na abundância quanto nos danos foliares. Entretanto, os ácaros predadores e micófagos foram mais abundantes nas folhas novas do que nas velhas; os ácaros fitófagos ocorreram em pequena densidade e ocuparam somente as plantas com domácias abertas. A ausência de mutualismo entre os ácaros e plantas de *C. arabica* pode ter ocorrido porque as entradas das domácias analisadas eram muito pequenas, não permitindo a entrada dos predadores fitoseídeos nessas estruturas.
Palavras-chave: *interações entre ácaros e plantas, comunidade de ácaros, limitação de espaço, Mata Atlântica, ruptura de mutualismo.*

Introduction

Leaf domatia or acarodomatia are tiny structures present in the vein axils on the underside of leaves of many Angiospermae species. Their most common shapes are pit (i.e., invaginations of leaf surface that reach the mesophyll), pocket (cavities beneath expanded veins), dense hair-tufts, or an association between hair-tufts and pits or pockets (O'Dowd & Willson 1989, Nishida et al. 2005). The main inhabitants of leaf domatia are mites, especially predators of the families Phytoseiidae and Stigmaeidae; fungivores of the groups Tarsonemidae, Winterschmidtiidae and Oribatida are also typically common (revised in Romero & Benson 2005). Whereas up to 52% of the plant species from some temperate forests bear leaf domatia, presence of such structures is rare elsewhere, particularly in tropical forests (revised in Romero & Benson 2005).

Leaf domatia have no apparent physiological function (Nakamura et al. 2002). However, they can mediate mutualistic interactions between plants and mites, as fungivores and predators (Walter 1996, Romero & Benson 2005). In this relationship, the mites are benefited by finding shelter against their natural enemies inside domatia (Faraji et al. 2000a, b, Roda et al. 2000, Norton et al. 2001). For example, Norton et al. (2001) have found that leaf domatia of *Vitis riparia* Michx. protected the mycophage *Orthotydeus lambi* (Baker) and the predator *Amblyseius andersoni* (Chant) against the predatory bug *Orius insidiosus* (Say) and coccinellid beetles. Although studies have suggested that domatia may also decrease mite desiccation (e.g., O'Dowd & Willson 1989), to date no study has empirically corroborated this assumption (Grostal & O'Dowd 1994, Romero & Benson 2005). In return, the beneficial mites can decrease plant damages caused by pathogenic fungi (Norton et al. 2000) or phytophagous mites (Agrawal et al. 2000, Romero & Benson 2004). As an alternative hypothesis, Romero & Benson (2004) suggested that leaf domatia could buffer predator-prey oscillations by providing refuge for prey (typically phytophages); phytophages protected in domatia may disperse onto the leaf surface in a continuous flux providing a reliable food source for predators, thus minimizing local extinction.

The commercial coffee plant, *Coffea arabica* L. (Rubiaceae), is originated from Ethiopia but cultivated worldwide. Leaves of this crop species bear pit-like domatia (see Figure 1a in Romero & Benson 2005) that can shelter several mite species (O'Dowd 1994, Mineiro et al. 2008), most of them being predators (O'Dowd 1994). Recent studies have reported that leaf domatia of *C. arabica* can improve survivorship of predatory mites (e.g. Matos et al. 2006). However, to date no study has evaluated the influence of coffee domatia on the mite community or even has tested the role of domatia as mediators of mite-plant mutualism (i.e., a biotic plant defense) on *Coffea* plants. Here we conducted experiments by blocking off coffee leaf domatia with tiny resin drops to investigate the role of domatia on i) mite abundance at the community level and on ii) mite-plant mutualism. The main questions addressed were: 1) Do leaf domatia in *C. arabica* increase beneficial mite abundance? 2) Are leaves with blocked domatia more damaged by fungi and/or phytophagous mites?

Methods

1. Study area and system

This study was done in the Santa Genebra Municipal Reserve (SGMR) (22°48'–50'S; 47°06'–07'W), an area of 251.8 ha with altitudes varying from 585 to 616 m, located in Campinas, São Paulo State, Southeastern Brazil. The climate is Cwa type according to Köppen's classification, characterized by a dry and cool winter and a wet and hot summer; the mean annual rainfall is ca. 1380 mm, and mean temperatures vary from 17.4 °C (winter) to 22.7 °C (summer) (Mello et al. 1994). The reserve is covered mainly by semideciduous mesophytic forest (85%) and also by a swamp forest (15%) (Leitão-Filho 1995).

The plant species *Coffea arabica* L. grows wild as a shrub or small tree in the deeply shaded forest understory (Coste 1992), but it also grows well in moderately shaded environments (Shimber et al. 2002). Presently, is one of the most common shrub species inhabiting understories of SGMR (Grombone-Guaratini 1999, Martins & Rodrigues 2005), where it was introduced in the second half of the 19th century (from 1852 to 1880) by coffee farmers who used the forest as a natural greenhouse to maintain the plantlets under shade before the plantation, so as to simulate their natural environment (forest understory) (Bernacci & Leitão-Filho 1996, Serrão 2002). Since then, this plant species has grown naturally in the reserve and the success in establishment probably took place because of frugivorous birds that have dispersed their seeds throughout the forest (Grombone-Guaratini 1999).

2. General experimental design

To verify whether leaf domatia mediate mutualism between mites and commercial *Coffea* plants, we randomly selected and numbered 40 saplings growing naturally in the SGMR, along a narrow track that cross the reserve. A half of these plants had all the domatia of every leaf closed off using droplets of sticky Tanglefoot® resin (Grand Rapids, MI, USA) applied with a syringe needle (experimental). The reminder were used as controls, receiving the same amount of resin in the form of droplets placed to the side of each domatium (0.5-2.0 cm apart) to control for the influence of the resin on mite community. This procedure was successfully used in other studies (e.g. Romero & Benson 2004). The control and experimental plants were interspersed to achieve a systematic design (see Hurlbert 1984), and a distance of ca. 5-30 m separated the saplings. The new leaves produced after the beginning of the experiment received resin according to each treatment. The resin caused no damage to the coffee leaves. No mites were found stuck in the resin during the experiment. The experiment duration (4-7 months) was enough for mites to colonize the leaves that had their domatia blocked (Romero & Benson 2004).

In the beginning of the experiment (September 2-3, 2004) we randomly chose five new, expanded leaves from every sapling; they were individualized by attaching a thin, differently colored wire to each petiole. In December 16, 2004, three additional new, expanded leaves were chosen and individualized as above. These saplings were 0.5-1.5 m tall, each bearing 7-49 and 9-69 leaves during the first and second dates, respectively. The leaves selected for the experiment were used to obtain both mite abundance and leaf damage measurements.

3. Mite abundance

On April 27, 2005 the marked leaves from the first date (hereafter "old leaves") and second date (hereafter "new leaves") were kindly collected and kept individually in plastic bags inside a polypropylene box at 10 °C for 1 hour to decrease mite movements, and then they were transferred to a refrigerator at ca. 6 °C until examined. Mites were counted under a stereoscopic microscope, collected from both sides (upper and lower) of the old and new leaves for later identification according to their taxonomic group and guild designation, and then kept in polyethylene vials containing ethanol at 70%. Since the blockage procedure may have killed some mites located inside domatia, to maintain comparability between counts in the two treatments, mites inside domatia from control plants were not counted. Similar procedures were also used in previous studies (e.g. Romero & Benson 2004). In laboratory all the mites were mounted

on slides in Hoyer's medium (Moraes & Flecthmann 2008) and identified under light phase contrast microscope. The guilds of the mites were assigned according to Krantz (1978), Walter & O'Dowd (1992), O'Dowd (1994), and Moraes & Flecthmann (2008). Voucher specimens are deposited in the mite collection of the Laboratório de Acarologia (DZSJRP) – http://www.splink.cria.org.br, Universidade Estadual Paulista (UNESP, Department of Zoology and Botany), in São José do Rio Preto, São Paulo, Brazil.

To verify whether mites use domatia of *Coffea* plants, and if they are more abundant inside than outside these structures, on April 27, 2005 we collected 20 additional leaves from saplings other than those used for the experiment. The leaves were stored as above. We counted the total number of mites, mite eggs and exuviae inside and around (radius = 0.5 cm) each of 189 domatia under a stereoscopic microscope. The same methods were already used by Romero & Benson (2004) for similar purposes.

4. Leaf damage

The influence of domatia on leaf damages was examined in the same leaves used to determine mite abundance (above). Soon after mite collection, we recorded area removed and number of damages caused by chewers, area and number of spots of fungi, area and number of necrotic patches and number of epiphylls on the upper side of each leaf. We could not identify the agent that caused the necrosis, but this damage is possibly related to those caused by phytophages (Romero & Benson 2004). In addition, we recorded the proportion of old leaves (marked in the beginning of the experiment; September 2004) that have fallen at the end of the experiment.

The area of leaf damage caused by chewers at the end of the experiment was determined by multiplying the length of the longer and shorter axis of each hole. Products obtained for 40 leaf holes from other plants collected in the same study area were correlated with the hole areas obtained from tracings on graph paper. The product of breadth and length explained 99% of the variation in hole size in a linear regression model ($P < 0.0001$); thus we used this model to estimate the area of damages from the experiment. Since few leaves had marks of herbivory caused by chewers before the treatments were applied, we recorded the number and area of the damages at the beginning of the experiment and subtracted these values from those obtained at the end to eliminate the effect of initial damage on the final results. The areas of fungal spots and necrotic patches were estimated using the formula for an ellipse: $A = \varpi(R \times r)$, where A = patch or spot area, R = the larger radius and r = the smaller radius.

5. Statistical analyses

The general experimental design was systematic (Hurlbert 1984). To test the influence of domatia blockage and leaf age on mite abundance we used ANOVA, in which domatia blockage (two levels) and leaf age (two levels) were fixed effects. This analysis was run for the total number of predators and omnivorous mites, for the most abundant mite species separately, and for the main guilds (predators and omnivores). The number of mites, mite eggs and mite exuviae were compared inside and outside domatia using paired *t*-test.

To test the influence of domatia blockage and leaf age on the number of epiphylls, number and area of necrosis, as well as damages caused by chewers and fungi we used ANCOVA, in which domatia blockage (two levels) and leaf age (two levels) were fixed effects, and initial number of leaves per plantlet was the covariate. Similar analysis was run to test the influence of domatia removal on the proportion of the old leaves that have fallen until the end of the experiment. Data on mite abundance and leaf damage were log (n + 1) transformed, and data on the proportion of leaves fallen until the end of the experiment were arc-sin squared root transformed to achieve ANOVA assumptions of normality and homogeneity of variances.

Results

1. Mite abundance

Overall, we recorded 179 mites belonging to 16 species in nine families (Table 1). From these species, 77.7% were predators, whereas 19 and 3.3% were omnivores and phytophages, respectively. The most common species were the predators *Iphiseiodes* sp. (n = 70) and *Amblyseius herbicolus* (Chant)(n = 35), both from

Table 1. Mean and total number of mite species belonging to different guilds (i.e., predadors "Pr", Omnivores "Om" and Phytophages "Ph") on new or old leaves that had ("obstructed") or had not ("control") their domatia obstructed. SE means standard errors.

Order/Family	Genus/Species	Guild	New leaves				Old leaves			
			Control		Obstructed		Control		Obstructed	
			Mean (SE)	Total	Mean (SE)	Total	Mean (SE)	Total	Mean (SE)	Total
Acaridae	*Tyrophagus putrecentiae*	Om	0.03 (0.023)	2	0.07 (0.04)	4	0.046 (0.02)	3	0.025 (0.017)	2
Ascidae	*Asca* sp.	Pr	-	-	-	-	-	-	0.014 (0.014)	1
Cunaxidae	*Armascirus* sp.	Pr	-	-	-	-	0.015 (0.015)	1	0.01 (0.01)	1
	Cunaxa sp1.	Pr	-	-	-	-	0.015 (0.015)	1	-	-
	Cunaxa sp2.	Pr	-	-	0.017 (0.017)	1	-	-	-	-
Oribatida	unidentified	Om	0.12 (0.05)	5	0.09 (0.06)	3	0.01 (0.01)	1	0.01 (0.01)	1
Phytoseiidae	*Amblyseius hexadens*	Pr	0.03 (0.03)	2	-	-	-	-	-	-
	Amblyseius herbicolus	Pr	0.22 (0.06)	13	0.12 (0.05)	7	0.07 (0.06)	6	0.08 (0.03)	9
	Iphiseiodes sp.	Pr	0.29 (0.12)	17	0.53 (0.16)	26	0.12 (0.07)	6	0.25 (0.08)	21
	Immature	Pr	0.1 (0.04)	6	0.09 (0.04)	5	0.14 (0.06)	7	0.05 (0.02)	4
Stigmaeidae	*Agistemus* sp.	Pr	-	-	0.02 (0.02)	1	-	-	0.04 (0.02)	4
Tarsonemidae	*Fungitarsonemus* sp.	Om	0.05 (0.03)	3	-	-	0.015 (0.015)	1	0.01 (0.01)	1
Tenuipalpidae	*Brevipalpus phoenicis*	Ph	0.017 (0.017)	1	-	-	-	-	-	-
Tydeidae	*Lorryia formosa*	Ph	0.017 (0.017)	1	0.03 (0.02)	2	-	-	-	-
	Lorryia sp.	Ph	-	-	-	-	0.02 (0.02)	2	-	-
	Prelorryia sp.	Om(?)	0.017 (0.017)	1	-	-	0.01 (0.01)	1	-	-
	Pretydeus sp.	Om(?)	0.08 (0.08)	5	-	-	0.01 (0.01)	1	-	-

the family Phytoseiidae, representing 39.1 and 19.5% of the mites surveyed, respectively. Other predators also recorded were *Asca* sp. (Ascidae), *Amblyseius hexadens* Karg (Phytoseiidae), *Agistemus* sp. (Stigmaeidae), *Armascirus* sp., and two *Cunaxa* species (Cunaxidae). The most abundant omnivorous species were two unidentified species belonging to the Oribatida and Acaridae groups, each one representing 5.6% of the mites surveyed. The reminder omnivores were *Tyrophagus putrescentiae* (Schrank, 1781) (Acaridae) and *Fungitarsonemus* sp., *Prelorryia* sp. and *Pretydeus* sp. (Tydeidae). Only six phytophagous mites were surveyed [Table 1: *Lorryia formosa* Cooreman (n = 3), *Lorryia* sp. (n = 2) (Tydeidae) and *Brevipalpus phoenicis* (Geijskes) (n = 1) (Tenuipalpidae)].

Leaf blockage treatment had no apparent influence on mite abundances, and this occurred for mite taxa (Tables 1 and 2) as well as for mite guilds (Figure 1, Table 2). Mites tended to be more abundant on new leaves than on the old ones. Whereas this pattern was observed for unidentified Oribatida, *A. herbicolus* and *Iphiseiodes* sp., which were the most dominant species on the *Coffea* leaves, the reminder species (e.g., unidentified Acaridae) presented no such tendency (Tables 1 and 2). Similarly, predatory and omnivorous mites were more abundant on new than on old leaves (Figure 1, Table 2). The phytophagous mites occurred at very low density and occupied only control plants (Figure 1).

The number of mites inside (mean ± 1 SE; 0.35 ± 0.15) and outside domatia (0.7 ± 0.26) did not differ statistically (*t*-test; t = 1.05, 19 df, P = 0.309). Similar results were also obtained for mite eggs (inside: 0.65 ± 0.36; outside: 0.15 ± 0.11; t = 1.27, 19 df, P = 0.220). However, the number of mite exuviae was more than 2 times higher inside domatia (6.95 ± 1.2) than outside them (3.15 ± 0.44), with statistically significant difference (t = 2.84, 19 df, P = 0.010).

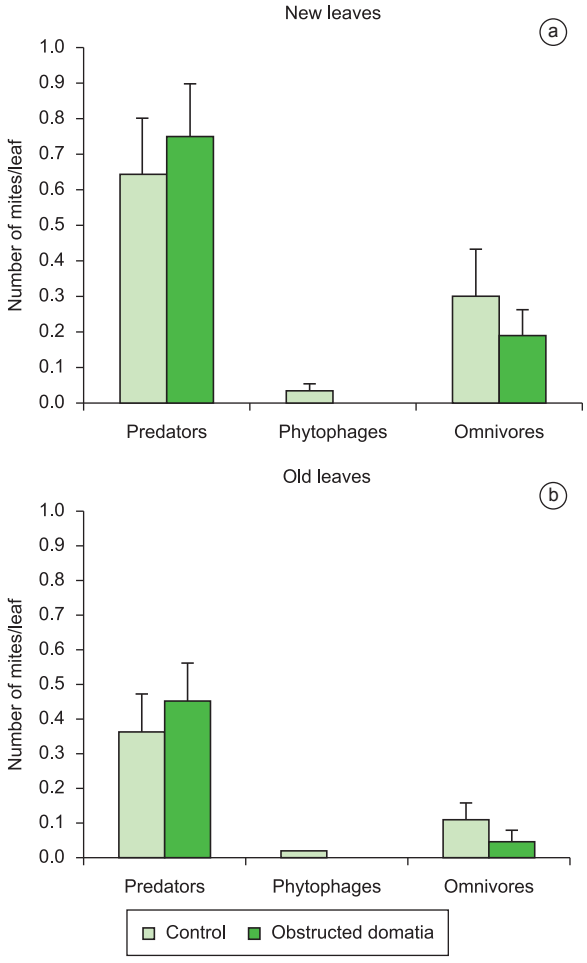

Figure 1. Mean number of predators, phytophages and omnivores on new and old leaves that had their domatia obstructed or treated as control. SE means standard errors.

2. Leaf damage

The area of *Coffea* leaves which was eaten by chewers did not differ between treatments (ANCOVA; $F_{1, 65} = 0.97$, P = 0.328) and between leaf ages (old vs. new; $F_{1, 65} = 0.13$, P = 0.714); the interaction term between these factors did not differ statistically ($F_{1,65} = 0.02$, P = 0.446). Similar results were also obtained for number of marks left by chewers; there was no statistical difference between experimental and control leaves ($F_{1, 65} = 0.329$, P = 0.568), between old and new leaves ($F_{1, 65} = 0.090$, P = 0.765), and between factors (interactions: $F_{1, 65} = 2.78$, P = 0.099).

Table 2. ANOVA examining the effects of domatia blockage (treatment) and leaf age on mean number of mite species and guilds (predators and omnivores).

Parameters	Source of variation	df	*MS*	*F*	*P*
Tyrophagus putrescentiae					
	Treatment	1	0.001145	0.08	0.782
	Leaf age	1	0.004846	0.32	0.570
	Treat × leaf age	1	0.015459	1.04	0.312
	Error	70	0.014884	-	-
Oribatida unidentified					
	Treatment	1	0.000780	0.25	0.620
	Leaf age	1	0.017800	5.65	0.020
	Treat × leaf age	1	0.000780	0.25	0.620
	Error	76	0.003152	-	-
Amblyseius herbicolus					
	Treatment	1	0.004399	0.85	0.358
	Leaf age	1	0.025717	4.99	0.028
	Treat × leaf age	1	0.011336	2.20	0.142
	Error	76	0.005156	-	-
Iphiseiodes sp.					
	Treatment	1	0.040994	2.47	0.120
	Leaf age	1	0.068664	4.14	0.045
	Treat × leaf age	1	0.000647	0.04	0.844
	Error	76	0.016573	-	-
Phytoseiidae (immature)					
	Treatment	1	0.004320	1.06	0.306
	Leaf age	1	0.000434	0.11	0.745
	Treat × leaf age	1	0.001428	0.35	0.556
	Error	76	0.004077	-	-
Predators					
	Treatment	1	0.012321	0.57	0.451
	Leaf age	1	0.100391	4.67	0.034
	Treat × leaf age	1	0.000000	0.00	0.997
	Error	70	0.021499	-	-
Omnivores					
	Treatment	1	0.009146	1.03	0.312
	Leaf age	1	0.049971	5.66	0.020
	Treat × leaf age	1	0.000300	0.03	0.854
	Error	76	0.008835	-	-

Whereas the number of epiphylls, and number and area of fungal spots and necrotic patches did not differ between treatments, most of these types of damages (e.g., area and number of fungal spots and patches of necrosis) were higher on old than new leaves (Figure 2a, e, Table 3). The proportion of old leaves that have fallen until the end of the experiment did not differ between the treatments (ANCOVA; $F_{1,37} = 1.05$, $P = 0.313$).

Discussion

Our findings indicate that leaf domatia did not mediate mutualism between mites and *Coffea* plants in the study area. Despite this, several mite species have been found in association with leaf domatia of *C. arabica* plants in Australia (O'Dowd 1994), Brazil (Matos et al. 2006, Mineiro et al. 2008), Costa Rica (Vega et al. 2007), and Hawaii, USA (Pemberton & Turner 1989). In addition, recent studies have showed that coffee domatia improve survival and reproduction of the predatory mite *Iphiseiodes zuluagai* Denmark & Muma in southeastern Brazil (e.g. Matos et al. 2004, 2006). These results have been interpreted as evidence for a mutualistic relationship between mites and *Coffea* plants, mediated by leaf domatia (Matos et al. 2006, Mineiro et al. 2008). However, for a mutualism to occur, evidence on the effects of beneficial mites on plant attributes (e.g., decrease in leaf herbivory, increase in plant fitness) is necessary. In our study, the beneficial mites (predators and omnivores) as well as several kinds of foliar damage seemingly were not affected by the domatia blockage.

Table 3. ANCOVA examining the effects of domatia blockage (treatment) and leaf age on the number and area of damages on *Coffea* leaves. Total number of leaves per plantlet was used as the covariate.

Parameters	Source of variation	df	*MS*	*F*	*P*
Epiphylls (no.)					
	Treatment	1	129.3481	0.87	0.354
	Leaf age	1	53.5107	0.36	0.550
	Treat × Leaf age	1	114.9525	0.77	0.382
	Covariate	1	43.6955	0.29	0.589
	Error	66	148.7843	-	-
Fungi (no.)					
	Treatment	1	72.480	0.09	0.764
	Leaf age	1	6749.599	8.42	0.005
	Treat × Leaf age	1	107.879	0.13	0.714
	Covariate	1	629.053	0.78	0.378
	Error	72	800.725	-	-
Fungi (area)					
	Treatment	1	1.23595	2.76	0.101
	Leaf age	1	3.89249	8.69	0.004
	Treat × Leaf age	1	1.49607	3.34	0.072
	Covariate	1	1.79117	4.00	0.049
	Error	65	0.44776	-	-
Necrosis (no.)					
	Treatment	1	0.005159	0.49	0.486
	Leaf age	1	0.082073	7.77	0.006
	Treat × Leaf age	1	0.000433	0.04	0.840
	Covariate	1	0.002538	0.24	0.625
	Error	65	0.010557	-	-
Necrosis (area)					
	Treatment	1	73.665	0.09	0.761
	Leaf age	1	6920.576	8.68	0.004
	Treat × Leaf age	1	104.611	0.13	0.718
	Covariate	1	627.607	0.79	0.377
	Error	72	796.906	-	-

Because coffee is a non-native species, it may have lost mutualistic mites that coevolved in the original habitat (Ethiopia). This process of mutualism breakdown was already reported for several systems (e.g. Klironomos 2003, Ness 2003). We have no information about beneficial mites inhabiting leaf domatia of *Coffea* plants in their native range but, because indigenous predatory mites use the domatia of exotic *C. arabica* and benefit from them in southeastern Brazil (Matos et al. 2004, 2006), we discarded the hypothesis of mutualism breakdown in such native-exotic interaction. More probably, the similarity of mite abundance and composition on leaves bearing open and closed domatia was related to space limitation. Studies that have shown evidences of mite-plant mutualisms mediated by leaf domatia reported that domatia entrances were large. For example, Romero & Benson (2004) observed that the area of domatia apertures in *Cupania vernalis* Camb. is ca. 1 mm^2. Matos et al. (2006), which demonstrated evidences of mutualism between *C. arabica* and predatory mites (*I. zuluagai*), reported that the diameter of openings in the coffee domatia was > 2 mm, and so large enough to enable the entry of juveniles and adults of predatory mites. In contrast, in our study the mean diameter of domatia entrances was 0.1 mm (n = 36 domatia from 12 plantlets; range 0.05-0.14 mm), which do not enable passage of the most common mites found on *Coffea* plants studied here [dorsal shield width of *Iphiseiodes* sp. varied from 0.19 to 0.36 mm (n = 12), and of *A. herbicolus*, from 0.15 to 0.25 mm (n = 9)]. Similarly, in another commercial coffee species, *C. canephora*, the small and fissure-shaped domatia (see Figure 1b in Matos et al. 2006) impede the entry of adult predatory mites (Matos et al. 2006). Besides occurring in mite-domatia interactions, space limitation has also been reported for ant-plant mutualistic interactions (Fonseca 1999, Nishi & Romero 2008).

Differences in domatia size among *C. arabica* populations may be explained by differences in *C. arabica* varieties (but see Aguiar et al. 2004). There are several commercial varieties of this shrub species, and this one we have studied could bear smaller domatia. Unfortunately, we could not discover what is the variety studied here. Alternatively, this is the first study conducted in natural conditions for *Coffea arabica* shrubs (moderately shaded environments in forest understories; Coste 1992, Shimber et al. 2002). In these conditions plants display optimal photosynthetic rates (Shimber et al. 2002) and might improve plant chemical defenses; thus, they could depend less on biotic defenses mediated by physical structures (i.e., leaf domatia). In contrast, studies that reported evidences of mutualism in mite-coffee domatia interactions (e.g. Matos et al. 2006) have used plants in open areas (traditional coffee plantation), those that had very large domatia entrances; these conditions possibly are suboptimal for coffee plants, which could invest more in biotic defenses (i.e., larger domatia sizes). Moreover, as reported here, predatory mites occurred abundantly on coffee plants, meaning that they might suppress phytophages and indirectly decrease herbivore pressure even on leaves that lack good mutualistic mediators (large domatia); in this sense plant population may have relaxed biotic defenses or even closed domatia to avoid harmful mite entrances (see Romero & Benson 2004).

Mite exuviae were more frequent inside than outside domatia, suggesting that mites might be using these structures as shelter for molting. Once the populations of the main mite species on *C. arabica* were unaffected by domatia removal, we suggest that these exuviae should belong to the mites in early developing stages, or to tiny mite species. In fact, smaller mites were observed (and counted) inside domatia of coffee shrubs studied here (G.Q. Romero

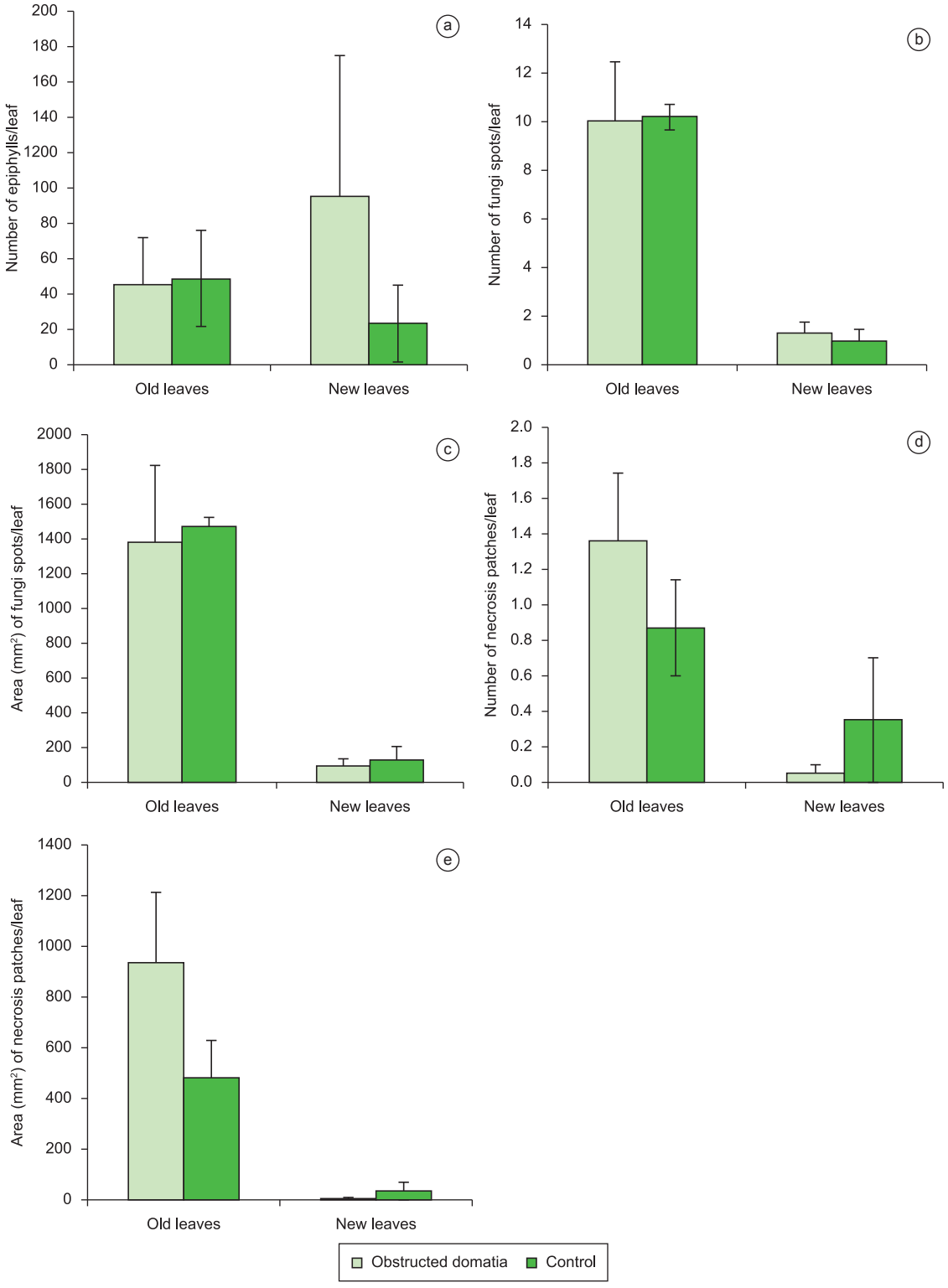

Figure 2. Mean number of a) epiphylls; b) number; c) area of fungal spots; d) number; and e) area of necrotic patches, on old and new leaves that had their domatia obstructed and treated as control. Error bars indicate standard errors.

and co-authors, pers. observ.). Nishida et al. (2005) have found habitat segregation among mites of different sizes (i.e. taxonomic groups), i.e., whereas smaller mites inhabited the smaller domatia of *Cinnamomum camphora* (L.), an inverse pattern occurred for larger mites, which inhabited larger domatia. Since in our study the most abundant mites were large, differences in mite abundance between treatments were not observed.

Predatory mites (e.g., *A. herbicolus*, *Iphiseiodes* sp.) and mite groups that feed primarily on fungi (Oribatida sp.) were more frequent on new than on old leaves. Concerning predators, this vertical distribution could be explained by differences in food resources concentration, as already reported for cassava plants (Onzo et al. 2003). However, prey abundances (i.e. phytophagous mites) were too low either on new and old leaves (see Figure 1), invalidating this

assumption. In addition, even Oribatida presented similar vertical distribution as predators. Three hypotheses were formulated for this pattern. First, mites may be avoiding senescent leaves, since they are more prone to fall; it should be difficult for a plant mite that fall in the forest ground to return back to its host plant. Second, the newer leaves are more exposed to light, thus could be less cold. Finally, the new leaves (apical) are the most exposed to allochthonous resources that fall from the trees; probably they are those which receive pollen and honeydew released by homopterans living higher on trees. It is known that predatory mites use pollen and nectar from extra-floral nectaries (McMurtry & Croft 1997).

In conclusion, despite studies have reported associations of beneficial mite with *C. arabica* domatia (O'Dowd 1994, Matos et al. 2006, Mineiro et al. 2008), our study showed no evidence of the role of leaf domatia on mite-coffee mutualism, i.e., domatia did not increase beneficial mite abundances and, consequently, leaf damages increased on both plants with open or closed domatia. This probably occurred because the entrances of domatia were too small and did not enable their use by phytoseiid mites. Further research should be conducted to investigate the intrinsic (i.e. physiological) and external mechanisms (i.e. selective pressures) involved in domatia size, as well as the influence of domatia size on mite abundances. Finally, the message for coffee farmers is that, besides of coffee production (i.e. amount and quality of grains), varieties of *C. arabica* bearing larger domatia could be preferred instead those with tiny domatia; this will improve beneficial mite permanence, which will potentially decrease plant pests.

Acknowledgements

The authors thank the staff of the Santa Genebra Municipal Reserve for logistical support in the field. G.Q. Romero was supported by research grants from Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, grant no. 04/13658-5 and 05/51421-0). R.D. Daud and A.T. Salomão were supported by a doctoral fellowship from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), and R.J.F. Feres by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, nº. 301372/2007-1).

References

AGRAWAL, A.A., KARBAN, R. & COLFER, R.G. 2000. How leaf domatia and induced plant resistance affect herbivores, natural enemies and plant performance. Oikos 89:70-80.

BERNACCI, L.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. 1996. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. Rev. Bras. Bot. 19(2):149-164.

COSTE, R. 1992. Coffee: the plant and the product. MacMillan Press, London, UK.

FARAJI, F., JANSSEN, A. & SABELIS, M.W. 2002a. The benefits of clustering eggs: the role of egg predation and larval cannibalism in a predatory mite. Oecologia 131(1): 20-26.

FARAJI, F., JANSSEN, A. & SABELIS, M.W. 2002b. Oviposition patterns in a predatory mite reduce the risk of egg predation caused by prey. Ecol. Entomol. 27(6):660-664.

FONSECA, C.R. 1999. Amazonian ant-plants interactions and the nesting space limitation hypothesis. J. Trop. Ecol. 15:807-825.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. 1999. Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.

GROSTAL, P. & O'DOWD, D.J. 1994. Leaf domatia and abundance and reproduction of mites on *Viburnum tinus* (Caprifoliaceae). Oecologia 97(3):308-315.

HURLBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecol. Monogr. 54(2):187-211.

KLIRONOMOS, J.N. 2003. Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. Ecology 84(9):2292-2301.

KRANTZ, G.W. 1978. A manual of acarology. 2nd ed. Oregon State University Book Stores, Corvallis, USA.

LEITÃO-FILHO, H.F. 1995. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana (H.F. Leitão-Filho & P.C. Morellato, org.). Editora da UNICAMP, Campinas, Brazil, p. 19-29.

MARTINS, S.V. & RODRIGUES, R.R. 2005. Assessing the role of the canopy gap characteristics in the regeneration of shrub and tree species in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. New research on forest ecosystems (A.R. Burk, ed.). Nova Science Publishers, New York, USA, p. 93-112.

MATOS, C.H.C., PALLINI, A., CHAVES, F.F. & GALBIATI, C. 2004. Domácias do cafeeiro beneficiam o ácaro predador *Iphiseiodes zuluagai* Denmark & Muma (Acari: Phytoseiidae)? Neotrop. Entomol. 33(1):57-63.

MATOS, C.H.C., PALLINI, A., CHAVES, F.F., SCHOEREDER, J.H. & JANSSEN, A. 2006. Do domatia mediate mutualistic interactions between coffee plants and predatory mites? Entomol. Exper. Appl. 118(3):185-192.

MCMURTRY J.A. & CROFT, B.A. 1997. Life-styles of phytoseiid mites and their roles in biological control. Ann. Rev. Entomol. 42:291-321.

MELLO, M.H.A., PEDRO JR., M.J., ORTOLANI, A.A. & ALFONSI, R.R. 1994. Chuva e temperatura: cem anos de observações em Campinas. Instituto Agronômico, Campinas. Boletim Técnico 154.

MINEIRO, J.L.C., SATO, M.E., RAGA, A. & ARTHUR, V. 2008. Population dynamics of phytophagous and predaceous mites on coffee in Brazil, with emphasis on *Brevipalpus phoenicis* (Acari: Tenuipalpidae). Exp. Appl. Acarol. 44(4):277-291.

MORAES, G.J. & FLECHTMANN, C.H.W. 2008. Manual de acarologia: acarologia básica e ácaros de plantas cultivadas no Brasil. Editora Holos, Ribeirão Preto, 288p.

NAKAMURA, T., TANIGUSHI, T. & MAEDA, E. 2002. Leaf anatomy of *Coffea arabica* L. with reference to domatia. Jap. J. Crop. Sci. 61(4):642-650.

NESS, J.H. 2003. Contrasting exotic *Solenopsis invicta* and native *Forelius pruinosus* ants as mutualists with *Catalpa bignonioides*, a native plant. Ecol. Entomol. 28(2):247-251.

NISHI, A.H. & ROMERO, G.Q. 2008. Colonization pattern of *Cecropia* by *Azteca* ants: influence of plant ontogeny, environment and host plant choice by queens. Sociobiology 52(2):367-376.

NISHIDA, S., NAIKI, A. & NISHIDA, T. 2005. Morphological variation in leaf domatia enables coexistence of antagonistic mites in *Cinnamomum camphora*. Can. J. Bot. 83(1):93-101.

NORTON, A.P., ENGLISH-NOEB, G., GADOURY, D. & SEEM, R.C. 2000. Mycophagous mites and foliar pathogens: leaf domatia mediate tritrophic interactions in grapes. Ecology 81(2):490-499.

NORTON, A.P., ENGLISH-NOEB, G. & BELDEN, E. 2001. Host plant manipulation of natural enemies: leaf domatia protect beneficial mites from insect predators. Oecologia 126(4):535-542.

O'DOWD, D.J. 1994. Mite association with the leaf domatia of coffee (*Coffea arabica*) in North Queensland, Australia. Bull. Entomol. Res. 84:361-366.

O'DOWD, D.J. & WILLSON, M.F. 1989. Leaf domatia and mites on Australasian plants: ecological and evolutionary implications. Biol. J. Linn. Soc. 37(3):191-236.

ONZO, A., HANNA, R., ZANNOU, I., SABELIS, M.W. & YANINEK, J.S. 2003. Dynamics of refuge use: diurnal, vertical migration by predatory and herbivorous mites within cassava plants. Oikos 101(1):59-69.

PEMBERTON, R.W. & TURNER, C.E. 1989. Occurrence of predatory and fungivorous mites in leaf domatia. Am. J. Bot. 76(1):105-112.

RODA, A., NYROP, J., DICKE, M. & ENGLISH-LOEB, G. 2000. Trichomes and spider-mite webbing protect predatory mite eggs from intraguild predation. Oecologia 125(3):428-435.

ROMERO, G.Q. & BENSON, W.W. 2004. Leaf domatia mediate mutualism between mites and tropical tree. Oecologia 140(4):609-616.

ROMERO, G.Q. & BENSON, W.W. 2005. Biotic interactions of mites, plants and leaf domatia. Cur. Opin. Plant Biol. 8(4):436-440.

SERRÃO, S.M. 2002. Para além dos domínios da mata: uma discussão sobre o processo de preservação da Reserva da Mata Santa Genebra, Campinas SP. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.

SHIMBER, T., KUFA, T. & YILMA, A. 2002. The effect of established shade trees on the growth and yield of Arabica coffee in two planting patterns. In International Conference on Coffee Science (ASIC). Trieste, Italy.

VEGA, F.E., OCHOA, R., ASTORGA, C. & WALTER, D.E. 2007. Mites (Arachnida: Acari) inhabiting coffee domatia: a short review and recent findings from Costa Rica. Internat. J. Acarol. 33(4):291-295.

WALTER, D.E. 1996. Living on leaves: mites, tomenta, and leaf domatia. Ann. Rev. Entomol. 41:101-114.

WALTER, D.E. & O'DOWD, D.J. 1992. Leaves with domatia have more mites. Ecology 73(4):1514-1518.

Received 10/04/2010
Revised 31/08/2010
Accepted 01/01/2011

Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: composição específica e considerações taxonômicas

Renato Gregorin[1,4], Edmara Gonçalves[1], Caroline Cotrim Aires[2] & Ana Paula Carmignotto[3]

[1]Universidade Federal de Lavras – UFLA, CP 3037, CEP 37200-000, Lavras - MG, Brasil, e-mail: edmaraggregorin@gmail.com
[2]Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – USP, Av. Nazaré, 481, CEP 04263-000, Ipiranga, São Paulo - SP, Brasil, e-mail: carolineaires@yahoo.com.br
[3]Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus Sorocaba, Rod. João Leme dos Santos (SP-264), Km 110, CEP 18052-780, Bairro Itinga, Sorocaba - SP, Brasil, e-mail: apcarmig@ufscar.br
[4]Autor para correspondência: Renato Gregorin, e-mail: rgregorin@dbi.ufla.br

GREGORIN, R., GONÇALVES, E., AIRES, C.C. & CARMIGNOTTO, A.P. **Bats (Mammalia: Chiroptera) from Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03811012011.

Abstract: During 28 days of field work in rainy season in 2003 and 2008, 39 species of bats were recorded in the Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, northeastern State of Tocantins. This is one of the first studies about bat communities in the State of Tocantins increasing the number of species known to occur in that Federal unit, with 29 species representing the first occurrence for the State. Frugivores *P. lineatus* and *C. perspicillata* were the most common species in the community, with 23.5 and 15.4% of total captures. Diversity at the family level also was high with seven families recorded: Phyllostomidae (26 species), Vespertilionidae (5), Molossidae (3), Emballonuridae (2), Mormoopidae (1), Noctilionidae (1), and Thyropteridae (1). Most of mesic and cerrado (s.s.) areas are not included in this Conservation Unit, imposing a problem for the conservation of habitat-restricted species like *T. devivoi* which was captured only in "veredas" with Heliconiacea until now. Additionally, the region is facing an increase in the tourism, agriculture and pasture activities. Due to the high expected bat diversity for the area, the known ecological functions played by bats, and the several human induced threats, there is urgency concerning the conservation strategies for this group of mammals in the vicinity of the Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. The species with high importance in relation to taxonomy, biogeography and conservation issues are: *Lonchophylla dekeyseri, Glyphonycteris behnii*, *Micronycteris sanborni, Artibeus anderseni*, *Sturnira tildae* and the recently described *Thyroptera devivoi*.
Keywords: *Chiroptera, faunistic inventory, Jalapão, Tocantins, conservation.*

GREGORIN, R., GONÇALVES, E., AIRES, C.C. & CARMIGNOTTO, A.P. **Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: composição específica e considerações taxonômicas**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03811012011.

Resumo: Registramos 39 espécies de quirópteros na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e áreas adjacentes, nordeste do estado do Tocantins, durante 28 dias de trabalho de campo nos anos de 2003 e 2008 e na estação chuvosa. Este estudo da quiropterofauna é um dos primeiros para o estado do Tocantins, aumentando o número de espécies conhecido para esta região, com 29 espécies registradas pela primeira vez no estado. As espécies mais abundantes foram *P. lineatus* e *C. perspicillata*, com 23,5 e 15,4% do total de capturas. A diversidade no nível de família também foi alta: Phyllostomidae (26 espécies), Vespertilionidae (5), Molossidae (3), Emballonuridae (2), Mormoopidae (1), Noctilionidae (1) e Thyropteridae (1). A maioria das áreas mésicas e de cerrado (s.s.) não estão incluídas em unidades de conservação, representando uma ameaça para espécies restritas a estes tipos de hábitats, como *T. devivoi* que foi capturada apenas em áreas de veredas com Heliconiacea. Além disso, a região vem sendo alterada devido ao rápido avanço da agricultura e pastagens e do turismo crescente. Assim, a elevada diversidade de morcegos registrada na região, além dos diversos papéis ecológicos que estas espécies desempenham, somadas às ameaças acima relatadas, aumentam as prioridades em se estabelecer estratégias de conservação para este grupo de mamíferos nas regiões adjacentes à Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Dentre as espécies com interesse taxonômico, biogeográfico e de conservação destacam-se *Lonchophylla dekeyseri, Glyphonycteris behnii*, *Micronycteris sanborni*, *Artibeus anderseni*, *Sturnira tildae* e a recém-descrita *Thyroptera devivoi*.
Palavras-chave: *Chiroptera, inventário faunístico, Jalapão, estado do Tocantins, conservação.*

Introdução

Morcegos são componentes importantes na rica mastofauna Neotropical (Voss & Emmons 1996), com aproximadamente 167 espécies registradas para o Brasil (Reis et al. 2006) com ampla diversidade morfológica, alimentar, na biologia reprodutiva e sociabilidade. A diversidade de hábitats no Brasil comporta esta elevada riqueza de espécies, apresentando composição fitofisionômica e de ambientes bastante complexas, favoráveis ao suporte de diversas guildas de morcegos (Kalko et al. 1996). Neste contexto, o estudo das comunidades de morcegos do Cerrado, um bioma que abrange cerca de 2.052.533 km^2 (Marinho-Filho & Sazima 1998) e que engloba uma série de fitofisionomias que variam desde áreas abertas (cerrado *sensu stricto* e campos) às formações de vegetação mais densa e alta (e.g. cerradão e matas), proporciona um maior entendimento em relação à diversidade e distribuição dos quirópteros no Brasil (Bernard et al. 2011). Além disto, o Cerrado localiza-se no centro do Brasil, separando as florestas pluviais Amazônica e Atlântica (Ab'Saber 1977), tornando o bioma permeável ao trânsito de espécies consideradas primariamente florestais (Nitikman & Mares 1987). O Cerrado também faz contato com a Caatinga no nordeste e com o Pantanal no sudoeste do Brasil, os quais compõem a diagonal de formações abertas brasileira. Endemismos de morcegos para o Cerrado são raros (até o momento, apenas duas espécies descritas, *Lonchophylla dekeyseri* Sazima, Vizotto & Taddei, 1978 e *Thyroptera devivoi* Gregorin, Gonçalvez, Lim & Engstrom, 2006), mas estima-se uma elevada diversidade regional como já descrita para outros grupos no Cerrado (e.g. Carmignotto 2005 para roedores e marsupiais). Marinho-Filho & Sazima (1998) listaram 80 espécies de morcegos para o Cerrado e recentemente, Aguiar & Zortéa (2008) ampliaram esta lista para 103 e este parece ser o melhor delineamento do cenário da diversidade de Chiroptera para o bioma.

Pode-se considerar que o nosso conhecimento sobre a diversidade e ecologia dos morcegos do Cerrado é recente e se desenvolveu notadamente nas décadas de 1980 e 1990 com estudos principalmente na região de Brasília, Distrito Federal (Bredt & Uieda 1996, Bredt et al. 1999), Piauí (Vizotto et al. 1980a,b,c) e na zona de contato Caatinga-Cerrado (e.g. Mares et al. 1981, Willig 1983). Nos últimos 15 anos, houve um aumento considerável de estudos sobre os quirópteros do Cerrado e da Caatinga, envolvendo trabalhos de inventários e de ecologia de comunidades para o Mato Grosso (Gonçalves & Gregorin 2004), Mato Grosso do Sul (Bordignon 2006, Bordignon & França 2009, Cunha et al. 2009, Ferreira et al. 2010, Silveira et al. 2011), Ceará (Silva et al. 2001), Minas Gerais (e.g. Grelle et al. 1997, Falcão et al. 2003), Goiás (Bredt et al. 1999, Rodrigues et al. 2002, Esbérard et al. 2005), Maranhão (Cruz et al. 2007) e Piauí (Gregorin et al. 2008a). Estes estudos resultaram em novos registros para o bioma, como *Thyroptera discifera* (Lichtenstein & Peters, 1855) (Bezerra et al. 2005), *Artibeus gnomus* Handley, 1987 e *A. anderseni* Osgood, 1916 (Gonçalves & Gregorin 2004); e na descrição de novos táxons, como *Xeronycteris vieirai* Gregorin & Ditchfield, 2005 para a área de Cerrado-Caatinga, *Thyroptera devivoi* para o Cerrado nos Estados do Tocantins e Piauí, e *Chiroderma vizottoi* Taddei & Lim, 2010 para o sul do Piauí.

Contudo, problemas com a estimativa da diversidade e os limites geográficos das espécies de morcegos em diversas áreas do Brasil estão relacionados à escassez ou ausência de amostragem (vide revisão em Bernard et al. 2011), e parcialmente pela falta de dados descritivos da morfologia qualitativa e morfometria para espécies taxonomicamente problemáticas (Costa et al. 2005) que eventualmente podem resultar em novas descrições ou revalidações. Exemplos de bons inventários ou trabalhos de diversidade local fornecendo breves diagnoses podem ser encontrados em Anderson (1997), Simmons & Voss (1998) e Dias & Peracchi (2008), mas em geral, os dados fornecidos em inventários estão relacionados a aspectos biológicos (reprodução, dieta e período de atividade) e, mais recentemente, aos índices de diversidade e equabilidade (e.g. Bernard 2002, Bernard & Fenton 2002, Esbérard 2009). A ausência de dados sobre a morfologia e procedimento de identificação dos táxons em muitos estudos, dificulta a confiabilidade a respeito da identidade deles, além de omitir dados importantes para a compreensão da variação geográfica, zoogeografia e taxonomia do grupo.

O objetivo do presente trabalho foi inventariar a quiropterofauna na região do Jalapão nos domínios da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT), preenchendo, assim, uma lacuna de conhecimento dado o fato do Estado de Tocantins ser um dos estados menos amostrado em relação à fauna de quirópteros no Brasil (Bernard et al. 2011). Além dos dados a respeito da riqueza e composição de espécies, este estudo também teve por objetivo fornecer descrições morfológicas e dados biométricos para espécies cuja taxonomia ainda é precária ou onde há escassez de dados morfológicos sobre elas na literatura.

Metodologia

1. Área de estudo

O Jalapão é a maior área preservada de Cerrado no Brasil, com aproximadamente 53.340 km^2, incluindo os municípios de Almas, Ponte Alta do Tocantins, Mateiros e Rio da Conceição no estado do Tocantins, e Formosa do Rio Preto no estado da Bahia (Klink & Machado 2005). Compondo a porção mais setentrional do Cerrado, o complexo do Jalapão é parte integrante do corredor de biodiversidade Uruçuí-Mirador. O presente estudo ficou restrito à Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) e regiões adjacentes, entre as coordenadas 10° 30' e 11° 17' S, e 47° 14' e 46° 10' W, e cuja área é de 716.306 ha (Instituto... 2004) (Figura 1). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.500 mm e temperatura média de 24 °C (Leemans & Cramer 1991), sendo o clima dominante o Tropical semi-úmido do Brasil Central (Aw segundo Köppen). O relevo é caracterizado por ser ondulado, com platôs (chapadões) e morros testemunhos. Há presença marcante de dunas areníticas devido à intensa erosão, principalmente eólica e fluvial (Mamede et al. 2002).

2. Capturas

O inventário dos morcegos foi conduzido em duas campanhas, sendo a primeira no período de 28 de março a 8 de abril de 2003, no final da estação chuvosa, onde foram amostradas áreas situadas em torno de 60 km da cidade de Mateiros, TO (localidade 1, Figura 1 – 10º 40' S e 46° 52' W); e a segunda nos meses de janeiro e fevereiro de 2008, no início da estação chuvosa. A segunda campanha foi dividida em duas grandes áreas de amostragem, no período de 28 de janeiro a 4 de fevereiro foram amostradas áreas localizadas em torno de 70 km da cidade de Rio da Conceição, TO (localidade 2, Figura 1 – 11° 14' S e 46° 51' W), e no período de 8 a 15 de fevereiro as coletas foram concentradas em áreas próximas ao município de Formosa do Rio Preto, BA (localidade 3, Figura 1 – 10° 38' S e 46° 10' W). Ao total foram realizados 28 dias de amostragem, sendo 12 na campanha de 2003 (11 de rede de neblina e um de busca ativa) e 16 na campanha de 2008 (12 de rede de neblina e quatro de busca ativa). Este inventário fez parte de um projeto mais amplo denominado "Inventário e Zoneamento de Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: Subsídios ao Plano de Manejo", que incluiu também a amostragem de outros grupos de vertebrados (peixes, anfíbios, répteis, aves e demais mamíferos) da região.

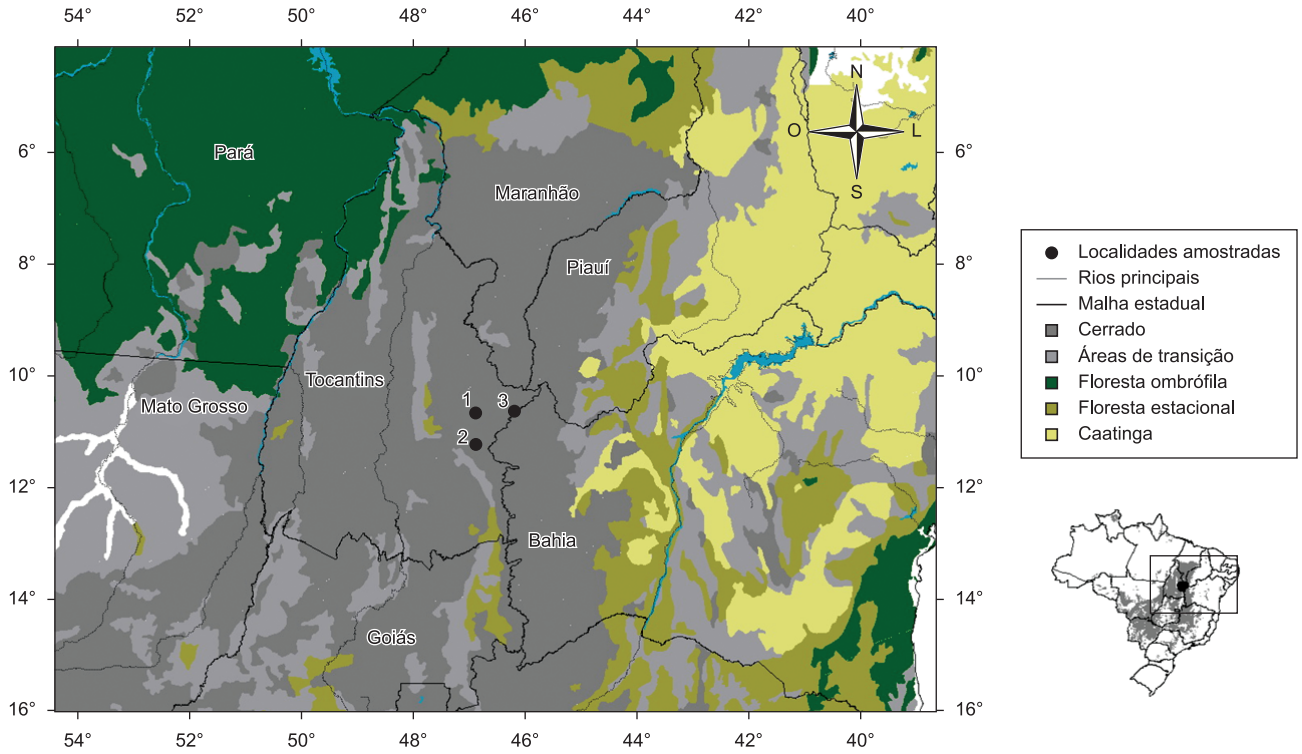

Figura 1. Localidades amostradas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) e áreas adjacentes. 1. Mateiros, TO; 2. Rio da Conceição, TO; 3. Formosa do Rio Preto, BA. Coordenadas dos topônimos no corpo do texto.

Figure 1. Sampled sites in Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) and vicinities. 1. Mateiros, TO; 2. Rio da Conceição, TO; 3. Formosa do Rio Preto, BA. Coordinates of the sites are included in the text.

Cada ponto de amostragem foi geo-referenciado e classificado quanto ao tipo de hábitat (como descrito por Wilson et al. 1996). Considerou-se os tipos de vegetação já reconhecidos para o Cerrado (ver Eiten 1994), e que já vêm sendo utilizados por autores que trabalham neste bioma, como: campo de murundu, campo úmido, vereda, campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, cerrado rupestre e mata de galeria (Alho et al. 1986, Lacher et al. 1989, Mares et al. 1989, Bonvicino et al. 1996).

O esforço de captura foi calculado multiplicando a área total de redes armadas, que mediram seis ou 12 m de comprimento por 2,6 m de altura, pelo tempo (número total de horas após escurecer), conforme Straube & Bianconi (2002). Não houve padronização quanto ao número fixado de redes e horas armadas por dia. O esforço realizado em cada hábitat amostrado, e na região como um todo, encontra-se descrito na Tabela 1. Foram priorizadas áreas de clareiras naturais, próximas ou cruzando rios, em bordas de mata, em abrigos naturais, e em locais com plantas apresentando frutos e flores que reconhecidamente atraem espécies de morcegos.

A busca ativa de quirópteros em abrigos, tais como casas abandonadas, cavernas, e ocos de árvores, também foi realizada esporadicamente durante o período em campo, utilizando-se lanternas e puçás para localizar e capturar os espécimes conforme descrito por Voss & Emmons (1996).

Dos espécimes, foram aferidas medidas externas e cranianas seguindo Vizotto & Taddei (1973) e a massa corpórea, além de dados sobre o estado reprodutivo e sexo. Também foi extraído tecido hepático, o qual foi mantido em álcool absoluto. Os espécimes colecionados foram preservados em via úmida e estão depositados na coleção de mamíferos do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). A coleta de material foi autorizada pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) e Instituto Chico Mendes (ICMBio) sob a Licença número 12187. Quando o número de indivíduos de uma determinada espécie foi maior que 10 por localidade, e que tiveram sua identificação confirmada, estes foram marcados mediante perfuração no patágio (Wilson et al. 1996) e liberados no local de captura.

A identificação taxonômica das espécies foi realizada mediante comparação com espécimes da coleção de mamíferos do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP, São José do Rio Preto (DZSJRP),

Tabela 1. Esforço amostral realizado em cada tipo de habitat amostrado (h.m^2) durante o período total de estudo na EESGT, TO. MU/C = mata úmida borda com campo úmido; VE/C = vereda borda com campo úmido; MG = mata galeria borda com área desmatada; CSS = cerrado *sensu stricto* em área contígua à mata de galeria; e CR = cerrado rupestre.

Table 1. Sampling effort for each habitat type (h.m^2) during the study at the EESGT, TO. MU/C = humid forest bordered by humid grassland; VE/C = "vereda" bordered by humid grassland; MG: riparian forest bordered by deforested area; CSS = "cerrado *sensu stricto*" in contact with riparian forest; and CR = cerrado over stone-rich ground.

Habitat	Esforço (h.m^2)
CR	15.200
MU/C	15.420
VE/C	17.525
MG	22.300,6
CSS	20.830
Esforço total	91.275,6

bem como com a literatura científica especializada. A nomenclatura das espécies e o arranjo taxonômico nas categorias de família e subfamília seguem Gardner (2008), exceto quando artigos mais recentes alteraram o esquema taxonômico publicado na referida obra.

3. Análise dos dados

A suficiência do esforço de captura foi observada mediante curva de rarefação obtida para a área amostrada, como uma maneira de avaliar a amostragem realizada no presente estudo (Gotelli & Colwell 2001). Utilizamos o estimador *Jackknife* de segunda ordem para estimar a riqueza esperada e o programa ESTIMATE S versão 8.0.0 (Colwell 2004) para estimar os valores das curvas de rarefação. Estes dados foram estimados utilizando 100 sorteios aleatórios sem reposição das seqüências de amostras. A média e o desvio padrão da riqueza observada e estimada foram apresentados para a amostragem como um todo.

A abundância relativa das espécies foi estimada dividindo-se o número total de indivíduos amostrados de cada espécie pelo número total de indivíduos registrados na área de estudo (Magurran 1988). O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi utilizado como medida de diversidade (Ludwig & Reynolds 1988, Krebs 1999). Estimamos também a equabilidade da amostra pelo índice de Pielou (J' = H'/Hmax, onde H' é o índice de diversidade de Shannon-Wiener) como medida da contribuição de cada espécie amostrada para a abundância total da comunidade estudada.

Resultados e Discussão

1. Riqueza e abundância

Com esforço total de captura de 91.275,6 h.m^2 (Tabela 1) em 23 noites foram capturados 247 indivíduos de morcegos pertencentes a 38 espécies. Além disso, outros cinco espécimes foram adicionados mediante a busca ativa, aumentando este resultado para 252 indivíduos e 39 espécies (Tabela 2). Dentre as espécies registradas, encontram-se representantes de sete das nove famílias que ocorrem no Brasil, exceto membros de Furipteridae e Natalidae, sendo representadas todas as subfamílias de Phyllostomidae conhecidas para o País (Tabela 2). Dentre os espécimes capturados, 28 foram marcados e soltos, e 224 foram incorporados à coleção do MZUSP (Tabela 2).

A curva cumulativa de espécies apresentou um elevado incremento no início do período de estudo, tendendo a se aproximar à estabilização no final do período amostrado (Figura 2), indicando que o esforço de amostragem realizado foi considerável para amostrar a maior parte da comunidade de quirópteros da região estudada empregando redes de neblina no nível do solo. Considerando o número de espécies esperadas mediante o estimador *Jackknife* de segunda ordem (55), teríamos amostrado 71% desta comunidade (Figura 2). Esta estimativa parece ser superestimada se comparada aos resultados obtidos nos últimos anos no Cerrado, em que o número de espécies amostradas variou de 12 a 25 (Willig 1983, Pedro & Taddei 1997, Aguirre 2002, Rodrigues et al. 2002, Tomaz & Zortéa 2008). Entretanto, são raros os estudos de longo prazo que empregam esforços de amostragem mais elevados. Em estudos deste tipo realizados no sul da Bahia, Faria et al. (2006) registraram 59 espécies, e em uma área próxima a Manaus, Sampaio et al. (2003) registraram 72 espécies numa mesma região. Para a Mata Atlântica, Bergallo et al. (2003) estimaram por volta de 1.000 capturas o número mínimo para se amostrar a maior parte da diversidade de Phyllostomidae de uma região, mas esse número deve ser ainda maior (C. Esberárd, com. pess.). Os inventários, portanto, necessitam empreender esforços de captura mais elevados e uso diversificado de metodologias para verificar se as estimativas geradas estão próximas da realidade. Segundo os dados aqui apresentados, a EESGT é uma das áreas com maior diversidade de morcegos registrada para o Cerrado até o momento, e esta pode apresentar valores ainda mais altos mediante um maior esforço amostral.

A amostragem realizada no presente estudo teve a família Phyllostomidae como a mais representativa (26 espécies; 182 indivíduos), seguidas de Vespertilionidae (5; 31), Molossidae (3; 19), Emballonuridae (2; 16), Mormoopidae (1; 2), Noctilionidae (1; 1) e Thyropteridae (1; 1) (Tabela 2), um padrão comumente encontrado em inventários de quirópteros neotropicais (Simmons & Voss 1998, Bergallo et al. 2003, Sampaio et al. 2003, Faria et al. 2006).

Considerando apenas as capturas com redes de neblina, duas espécies dominaram a comunidade amostrada: *P. lineatus* (58-23,5%) e *C. perspicillata* (38 – 15,4%) e, juntas, totalizaram 38,9% dos indivíduos capturados (Tabela 2). Seis espécies foram consideradas comuns: *G. soricina* (17 - 6,9%), *M. nigricans* (17- 6,9%), *R. naso* (15 – 6,1%), *M. temminckii* (11 – 4,5%), *A. cinereus* (11 - 4,5%) e *A. planirostris* (10 - 4%), as quais somaram outros 32,9%, com oito espécies abrangendo 71,8% da amostragem (Tabela 2). As demais espécies (30) apresentaram de um a cinco indivíduos amostrados, sendo a grande maioria classificadas como raras, representando menos de 1% do total das capturas (Tabela 2). Esta discrepância nas abundâncias relativas das espécies gerou um índice de equabilidade moderado (J' = 0,79), que não teve grande influência no resultado do índice de diversidade obtido, que continuou elevado devido ao grande número de espécies encontrado (H' = 2,86). Este padrão, de muitas espécies raras, algumas comuns e poucas dominantes já foi registrado em outras localidades bem preservadas em áreas de Cerrado e de Caatinga (Rodrigues et al. 2002, Gregorin et al. 2008a). Este resultado em parte está relacionado à metodologia de amostragem, que sabidamente apresenta maior sucesso de captura de filostomídeos. E também no caso das redes localizarem-se próximas a abrigos ou áreas de alimentação de determinadas espécies, por exemplo, superestima a abundância relativa destas na área de estudo, como pode ter sido o caso das espécies *M. nigricans*, *R. naso* e *M. temminckii*, com a maioria dos indivíduos amostrados próximos a áreas antropizadas com a presença de abrigos pontenciais (ponte e residências) e postes de iluminação que atraem insetos. Com relação às outras espécies mais abundantes, em áreas de Cerrado, geralmente há elevada abundância de nectarívoros, particularmente *G. soricina* que pode compor até 30% da quiropterofauna local (Zortéa & Alho 2008). Na EESGT os nectarívoros abrangeram 10,5% do total somando as abundâncias de *L. dekeyseri* e *G. soricina.*

O incremento do esforço em fisionomias abertas com a presença de abrigos, como cavernas e afloramentos rochosos, como é o caso do cerrado rupestre, que neste trabalho representou menos que 17% do esforço total da amostragem, pode acrescentar mais espécies de morcegos à presente lista, além de apresentar outros cenários de distribuição das espécies nos ambientes amostrados.

2. Associação às diferentes fisionomias amostradas e distribuição geográfica

Com esforço amostral de 24% do total, as matas de galeria com borda para áreas desmatadas (MG) compreenderam a fisionomia mais rica na região com 27 espécies registradas (Tabela 2). Algumas espécies (11) foram restritas a este ambiente florestal, mas cerca de metade das espécies registradas neste estudo (18) esteve presente em outros ambientes amostrados, sendo consideradas generalistas. Por outro lado, nas formações abertas amostradas, como o cerrado *sensu stricto* (CSS) e o cerrado rupestre (CR), foram registradas 11 e 12 espécies, respectivamente. Oito foram exclusivas destes ambientes: *M. minuta, M. sanborni*, *T. bidens*, *U. magnirostrum*, *S. tildae*, *L. dekeyseri*, *E. furinalis* e *N. laticaudatus* (Tabela 2).

Tabela 2. Espécimes capturados em cada tipo de hábitat (número absoluto - n) e abundância relativa expressa em porcentagem (%) de cada espécie no período total de estudo na EESGT, TO. EG = Número de campo de E. Gonçalves e colaboradores referente à primeira campanha; APC = Número de campo de A.P. Carmignotto e colaboradores referente à segunda campanha (números a serem substituídos por MZUSP). Es = testículo escrotado; pr = prenhez; lact = lactante; ju = juvenil; os espécimes sem anotação são adultos. Categoria de conservação segundo IUCN (2010), sendo LC = pouco preocupante; NT = quase ameaçada, DD = dados deficientes, e Machado et al. (2008), sendo NC = nada consta, VU = vulnerável. Acrônimos para os ambientes, vide Tabela 1. *espécimes capturados por meio de busca ativa, não incluídos na análise de abundância. **incluem espécimes que foram capturados e liberados. ***primeiro registro formal da espécie para o estado do Tocantins.

Table 2. Captured specimens in each habitat (n – number of specimens) and relative abundance (%) for each species recorded in EESGT, TO. EG = field number of E. Gonçalves and collaborators during the first expedition; APC = field number of A.P. Carmignotto and collaborators during the second expedition. The material is housed in MZUSP. Es = evident tests; pr = pregnant female; lact = milking female; ju = juvenile; specimens without any denotation are adults. Conservation category following IUCN (2010), and LC = least concern; NT = near threatened, DD = data deficient, and Machado et al. (2008), with NC = not listed, VU = vulnerable. Acronyms for habitats, see Table 1. *captured specimens through active search in roosts but not included in abundance analysis. **specimens captured and released. *** first formal record of species to state of Tocantins.

Família/Subfamília/ Espécie	Espécimes testemunho	Status (IUCN/ MMA)	MU/C	VE/C	MG	CSS	CR	Abundância relativa (%)
Emballonuridae – Emballonurinae								
Peropteryx kappleri Peters, 1867***	♂APC1568*[1]	LC/NC	-	-	-	-	-	_
Rhynchonycteris naso (Wied-Neuwied, 1820)	♂ EG 287, 288, 310, 311es,350ju; ♀ EG 289, 290, 312-318, 349	LC/NC	04	-	11	-	-	15 (6,08%)
Phyllostomidae – Carolliinae								
Carollia perspicillata (Linnaeus, 1758)**	♂ EG 284, 291es, 293, 321, APC1500, 1504, 1505, 1512es, 1545es, 1551, 1642ju, 1661ju, 1681, 1694ju ♀ EG 278, APC1501, 1503, 1510, 1531, 1538, 1541, 1542pr, 1546, 1672, 1680, 1690, 1691lact, 1697	LC/NC	11	08	14	02	03	38 (15,38%)
Rhinophylla pumilio Peters, 1865***	♀ APC1537	LC/NC	-	-	01	-	-	01 (0,40%)
Phyllostomidae – Desmodontinae								
Desmodus rotundus (É. Geoffroy, 1810)***	♂ EG 298, 351, APC1387; ♀ APC1534	LC/NC	01	-	01	-	02	04 (1,62%)
Diaemus youngii (Jentink, 1893)***	♂ EG 324es; ♀ EG 323	LC/NC	-	-	02	-	-	02 (0,81%)
Phyllostomidae – Glossophaginae								
Glossophaga soricina (Pallas, 1766)**	♂ EG 300, 362, APC1356es*[2], 1622, 1623ju, 1649, 1664, 1685; ♀APC1566, 1582*[3], 1665, 1674, 1688, 1689, 1693, 1696	LC/NC	02	08	03	02	02	17 (6,88%)
Phyllostomidae – Lomchophyllinae								
Lonchophylla dekeyseri Taddei, Vizotto and Sazima, 1983***	♂ EG 296, 299, APC1567, 1574es, 1577	NT/VU	-	-	-	-	05	05 (2,02%)
Phyllostomidae – Phyllostominae								
Glyphonycteris behnii (Peters, 1865)***	♂ EG297, APC1548es; ♀ APC1579	DD/NC	-	-	01	-	02	03 (1,21%)
Lophostoma brasiliense Peters, 1867	♂ APC1508, 1511, 1654; ♀ EG 285	LC/NC	03	-	01	-	-	04 (1,62%)
Lophostoma carrikeri (Allen, 1910)***	♂ APC1646	LC/NC	-	-	01	-	-	01 (0,40%)
Lophostoma silvicolum d'Orbigny, 1836***	♂ EG 283es, 322es	LC/NC	-	-	01	01	-	02 (0,81%)
Micronycteris megalotis (Gray, 1842)***	♀APC1536	LC/NC	-	-	01	-	-	01 (0,40%)
Micronycteris minuta (Gervais, 1856)***	♂ EG 302 ♀ EG 301	LC/NC	-	-	-	-	02	02 (0,81%)
Micronycteris sanborni Simmons, 1996***	♂ APC1580	DD/NC	-	-	-	-	01	01 (0,40%)

[1] espécime capturado em caverna (puçá) em área de floresta decídua; [2]espécime capturado em área de campo sujo pela equipe de ornitologia (rede de neblina); [3]espécime capturado (puçá) no interior de moradia; [4]espécime capturado em estrada (atropelamento) no interior da cidade; [5]espécime capturado (puçá) em área de campo cerrado.

Tabela 2. Continuação...

Família/Subfamília/ Espécie	Espécimes testemunho	Status (IUCN/ MMA)	MU/C	VE/C	MG	CSS	CR	Abundância relativa (%)
Mimon crenulatum (É. Geoffroy, 1803)***	♂ EG 327, APC1581*[4]; ♀ EG 282, 319	LC/NC	-	-	02	01	-	03 (1,21%)
Phylloderma stenops Peters, 1865**/***		LC/NC	01	-	-	-	-	01 (0,40%)
Tonatia bidens (Spix, 1823)***	♂ APC1666	LC/NC	-	-	-	01	-	01 (0,40%)
Trachops cirrhosus (Spix, 1823)***	♂ APC1553; ♀ APC1535	LC/NC	-	-	02	-	-	02 (0,81%)
Phyllostomidae – Stenodermatinae								
Artibeus anderseni Osgood, 1916***	♂ APC1549, 1655; ♀ APC1547	LC/NC	-	-	03	-	-	03 (1,21%)
Artibeus cinereus (Gervais, 1856)***	♂ EG 286, 360, APC1513, 1575; ♀ APC1392, 1544, 1550, 1578, 1644, 1650, 1687	LC/NC	03	01	05	-	02	11 (4,45%)
Artibeus concolor Peter, 1865***	♂ APC1641, 1653	LC/NC	-	-	02	-	-	02 (0,81%)
Artibeus lituratus (Olfers, 1818)***	♂ EG 361, APC1678	LC/NC	-	01	01	-	-	02 (0,81%)
Artibeus planirostris (Spix, 1823)***	♂ EG 304es, 320es, APC1656, 1658; ♀ EG 279, 305, 309, 359, APC1647ju, 1648	LC/NC	-	-	05	03	02	10 (4,05%)
Platyrrhinus lineatus (É. Geoffroy, 1810)**	♂ EG 277, 303, APC1388, 1389, 1390, 1391, 1393, 1394, 1396, 1397, 1399, 1491, 1492, 1612, 1639ju,1673, 1676, 1695; ♀ EG 294, APC1395, 1398, 1502, 1506, 1507, 1604,1624ju, 1638, 1640, 1659ju, 1662, 1675, 1677, 1682, 1686	LC/NC	28	08	10	05	07	58 (23,48%)
Uroderma magnirostrum Davis, 1968***	♀ EG 281	LC/NC	-	-	-	01	-	01 (0,40%)
Sturnira lilium (É. Geoffroy, 1810)***	♂ APC1603, 1625ju; ♀ APC1679ju	LC/NC	01	01	01	-	-	03 (1,21%)
Sturnira tildae de la Torre, 1959***	♂ APC1660	LC/NC	-	-	-	01	-	01 (0,40%)
Mormoopidae								
Pteronotus parnellii (Gray, 1843)**	♀ APC1572	LC/NC	-	-	01	-	01	02(0,81%)
Noctilionidae								
Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758)	♂ EG 325	LC/NC	-	-	01	-	-	01 (0,40%)
Thyropteridae								
Thyroptera devivoi Gregorin, Gonçalves, Lim and Engstrom, 2006	♂ EG 295	DD/NC	-	01	-	-	-	01 (0,40%)
Molossidae								
Molossops temminckii (Burmeister, 1854)	♂ EG 326es, 346, 348, 354-357; ♀ EG 328, 329, 347, 358	LC/NC	-	-	11	-	-	11 (4,45%)
Molossus molossus (Pallas, 1766)	♀ APC1554, 1643lact	LC/NC	-	-	02	-	-	02 (0,81%)
Nyctinomops laticaudatus (É. Geoffroy, 1805)***	♂ APC1498es*[5], 1569-1571, 1576; ♀ APC1573lact	LC/NC	-	-	-	-	05	05 (2,02%)
Vespertilionidae								

[1] espécime capturado em caverna (puçá) em área de floresta decídua; [2]espécime capturado em área de campo sujo pela equipe de ornitologia (rede de neblina); [3]espécime capturado (puçá) no interior de moradia; [4]espécime capturado em estrada (atropelamento) no interior da cidade; [5]espécime capturado (puçá) em área de campo cerrado.

Tabela 2. Continuação...

Família/Subfamília/ Espécie	Espécimes testemunho	Status (IUCN/ MMA)	MU/C	VE/C	MG	CSS	CR	Abundância relativa (%)
Eptesicus brasiliensis (Desmarest, 1819)***	♀ APC1529, 1543, 1552	LC/NC	-	-	03	-	-	03 (1,21%)
Eptesicus diminutus Osgood, 1915***	♂ APC1509, 1530, 1539es; ♀ APC1540	DD/NC	01	-	03	-	-	04 (1,62%)
Eptesicus furinalis (d'Orbigny e Gervais, 1847)***	♂ EG 307; ♀ EG 280, 306,	LC/NC	-	-	-	03	-	03 (1,21%)
Myotis nigricans (Schinz, 1821)***	♂ EG 330, 332, 334, 337, 339, 340, 342-344, APC1684; ♀ EG 331, 333, 335, 336, 338, 341, 345	LC/NC	-	01	16	-	-	17 (6,88%)
Myotis riparius Handley, 1960***	♂ EG 292; ♀ EG 308; ? EG 352; 353	LC/NC	03	-	-	01	-	04 (1,62%)
Total por habitat		**58**	**58**	**29**	**105**	**21**	**34**	**247 (100%)**

[1] espécime capturado em caverna (puçá) em área de floresta decídua; [2]espécime capturado em área de campo sujo pela equipe de ornitologia (rede de neblina); [3]espécime capturado (puçá) no interior de moradia; [4]espécime capturado em estrada (atropelamento) no interior da cidade; [5]espécime capturado (puçá) em área de campo cerrado.

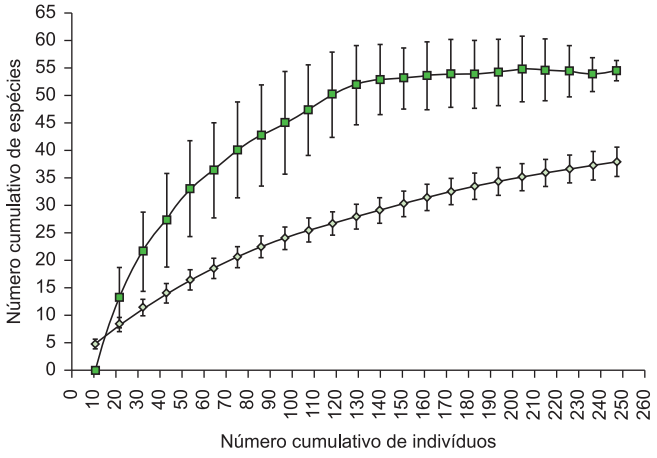

Figura 2. Curva média de incremento no número de espécies registradas (losangos) e estimadas (*Jackknife* 2) (quadrados) com o aumento do esforço de amostragem empregado e do número de indivíduos amostrados ao longo de todo período de estudo na EESGT, TO. As barras representam os desvios padrão de cada valor médio.

Figure 2. Accumulation curves of recorded species (losangles) and estimated ones (*Jaccknife* 2) (squares) based on sampling effort and number of specimens captured at the EESGT, TO. Vertical bars represent standard deviation of each value.

Thyroptera devivoi foi registrado exclusivamente em área de vereda (VE/C) rica em heliconiáceas e *P. stenops* também em uma área mais úmida, de vereda (MU/C), ressaltando a importância da amostragem em diversos ambientes nos inventários de morcegos para uma melhor estimativa da diversidade local.

O registro de *Lophostoma carrikeri*, antes restrito à Amazônia, e recentemente registrada para a Caatinga (Gregorin et al. 2008a) e Cerrado (Zortéa et al. 2009), representa o primeiro registro para o estado do Tocantins. Contudo, em termos de preferência de hábitat, *L. carrikeri* manteve-se associada a ambientes mésicos, não havendo registro da espécie em fisionomia aberta até o momento (Gribel & Taddei 1989, Bernard & Fenton 2002, Sampaio et al. 2003). Inclusive nos biomas Caatinga e Cerrado, a espécie foi registrada em áreas de floresta estacional ou transição entre floresta estacional e mata de galeria (Gregorin et al. 2008a, Zortéa et al. 2009); no presente estudo o único indivíduo de *L. carrikeri* foi capturado em ambiente de mata galeria (Tabela 2). Outra espécie do gênero, *L. silvicolum*, apesar de ainda não ter registros para a porção central do Brasil, já havia sido registrada em fisionomias abertas (Reis & Peracchi 1987) e no presente trabalho foi amostrada tanto em área aberta como em ambiente florestal (Tabela 2). Dentre as espécies de *Micronycteris*, *M. minuta* e *M. sanborni* foram capturadas em formações abertas de cerrado rupestre, enquanto que um único exemplar de *M. megalotis* foi capturado em mata. Tanto *M. megalotis* como *M. minuta* são reportados para áreas abertas e matas (Handley 1976, Bernard & Fenton 2002), não apresentando preferência de habitat. Por outro lado, *M. sanborni* só apresenta registros em áreas abertas e áridas (Simmons 1996), assim como obtido no presente trabalho (Tabela 2). A afinidade desta espécie por afloramentos rochosos vem se consolidando e foi apoiada também pelo registro de Brooks et al. (2002) que, a mais de 3.000 km de distância do primeiro registro da espécie, manteve a preferência por este tipo de ambiente.

Artibeus anderseni foi primeiramente registrada no Cerrado por Gonçalves & Gregorin (2004), sendo este o segundo registro da espécie para o bioma, ampliando a extensão da distribuição geográfica desta espécie (veja Gardner 2008). No presente estudo, os três espécimes foram capturados em mata de galeria (Tabela 2) e no Mato Grosso, em ambiente de vereda (Gonçalves & Gregorin 2004), evidenciando a associação desta espécie com ambientes bem mésicos.

A captura de *S. tildae* representa o primeiro registro da espécie para o Cerrado, aumentando de 103 para 104 as espécies presentes neste bioma (Aguiar & Zortéa 2008). Os registros mais próximos são de Pine et al. (1970) para a Serra do Roncador, MT, uma área de transição entre o Cerrado e a Amazônia. No presente estudo, o único espécime foi amostrado em uma área de cerrado *sensu stricto*.

3. Considerações taxonômicas

Problemas na taxonomia de alguns grupos e a elevada taxa de simpatria existente em morcegos evidenciam a necessidade de

observações adicionais quanto aos dados morfológicos diagnósticos de alguns táxons, principalmente aqueles com literatura restrita ou esparsa. Uma espécie registrada para o Jalapão e que certamente merece atenção taxonômica é *Glyphonycteris behnii* (Peters, 1865), que é diferenciada das outras espécies do gênero, *G. sylvestris* (Thomas, 1896) e *G. daviesi* (Hill, 1964), por caracteres cranianos e de pelagem (Tabela 3). O exemplar EG 297, identificado como *G. behnii*, tem a pelagem dorsal acinzentada, com pelos tricromáticos: base e ápice cinza e banda intermediária esbranquiçada. Pelagem ventral mais clara. Este exemplar é distinto do holótipo de *G. behnii* que apresenta, em adição às dimensões corpóreas maiores, coloração dorsal mais avermelhada e o padrão de coloração do pelo distinto, com a base branca (em vez de cinza), seguida de uma faixa intermediária marrom-avermelhada, outra creme e o ápice castanho-avermelhado (Carter & Dolan 1978). Assim, o espécime EG 297, em termos de coloração, se assemelha mais ao holótipo de *G. sylvestris*, mesmo que este apresente uma quarta banda apical, estreita e branca (Carter & Dolan 1978). Assim, estamos considerando o espécime EG 297 como *G. behnii* com base nas dimensões maiores que as registradas para *G. sylvestris* (Simmons & Voss 1998).

A questão taxonômica de *G. behnii* está diretamente relacionada à de *G. sylvestris* já que foram consideradas sinônimas (ver Simmons & Voss, 1998). Andersen (1906) reconheceu as duas espécies para Puno, Peru, região de Floresta Amazônica, sendo dois espécimes de *G. behnii*. Embora o antebraço destes dois espécimes estivesse quebrado (Simmons 1996), Andersen (1906) considerou seu comprimento por volta de 45 mm. A validade destes dois táxons foi mantida por Sanborn (1949), que considerou *G. behnii* como distinta de *G. sylvestris* apenas pelas dimensões maiores do crânio (22 mm na primeira e ≤ 21 mm na segunda) e antebraço (45,0-47,0 contra 40,5 mm). Mais recentemente, Simmons (1996) analisou os dois exemplares identificados por Andersen (1906) como *G. behnii* e concluiu que as dimensões cranianas coincidiam com o alcance de variação de *G. sylvestris*. A autora estimou que as dimensões dos antebraços dos espécimes analisados por Andersen (1906) eram por volta de 40-42 mm, dimensões que de fato coincidem com a variação de *G. sylvestris* e bem menores que o antebraço do holótipo de *G. behnii* (47,4 mm). Peracchi & Albuquerque (1985) também reconheceram as duas espécies ao compararem um espécime proveniente da Serra da Canastra, MG (referido como *G. behnii*) com cinco espécimes de *G. sylvestris* da Amazônia, sendo este o terceiro registro de *G. behnii*, além do holótipo descrito para região de Cuiabá, MT e do material do Peru. Infelizmente, os autores não forneceram as dimensões dos espécimes analisados tampouco qualquer descrição da pelagem ou crânio.

Simmons & Voss (1998) questionaram a validade de *G. behnii* baseados na variação das dimensões registradas para *G. sylvestris* (antebraço em machos: 37,0-41,8 e fêmeas: 39,2-43,8 mm) e uma sobreposição esperada com espécimes referidos como *G. behnii* após aumento de amostragem. Entretanto, os autores não forneceram as localidades dos espécimes analisados por eles (se florestais ou de outras fisionomias). É importante notar que *G. sylvestris* foi descrita

Tabela 3. Dados morfométricos de espécies selecionadas por apresentarem dificuldades taxonômicas ou grande amplitude de variação geográfica. Os números (em parêntesis após o nome da cada espécie) referem-se aos espécimes analisados; para cada variável, os números indicam a média seguida dos extremos (mínimo e máximo). m = macho; f = fêmea. Ant: comprimento do antebraço; ct: comprimento total do crânio; lpo: largura da constrição pós-orbital; lz: largura dos arcos zigomáticos; lcx: largura da caixa craniana; lcan: largura entre os caninos superiores a partir das faces externas dos dentes; cds: comprimento da série superior de dentes, do canino ao último molar; cdi: comprimento da série inferior de dentes; cm: comprimento da mandíbula.

Table 3. Morphometrics of selected species that present taxonomic questions or that have high geographic variation on morphology. Numbers refer to the number of specimens (in parentheses after the species name); for each morphometrical variable, numbers indicate the mean, minimum and maximum (in parenthesis). m = male; f = female. Ant: lenght of forearm; ct: total lenght of skull; lpo: postorbital breadth; lz: zygomatic breadth; lcx: braincase breadth; lcan: breadth of upper canines taken from the outer sides; cds: upper toothrow length, from canine to last molar; cdi: inner toothrow length, from canine to last molar; cm: length of mandibule.

Espécie	sexo	ant	ct	lpo	lz	lcx	lcan	cds	cdi	cm
L. dekeyseri (2)	m	35,2 (34,7-35,8)	21,9 (21,6-22,0)	4,5 (4,3-4,6)	-	8,4 (8,3-8,5)	-	7,5 (7,3-7,8)	7,9 (7,6-8,2)	14,4
G. behnii (1)	m	44,3	21,6	4,8	11,0	8,8	-	9,0	9,7	14,4
M. crenulatum (1)	m	47,2	19,8	3,9	11,3	7,8	-	7,2	7,8	12,0
M. crenulatum (2)	f	45,3 (43,6-46,9)	19,7 (19,6-19,8)	3,9 (3,9-4,0)	11,2 (11,2-11,3)	7,8 (7,7-7,8)	-	7,0 (7,0-7,1)	7,8 (7,8-7,9)	11,9 (11,8-12,0)
A. cinereus (2)	m	39,5 (39,3-39,7)	20,0 (19,7-20,2)	5,1 (5,02-5,2)	12,0 (11,7-12,6)	9,1	-	6,6 (6,4-6,7)	6,9 (6,8-7,0)	12.2 (12.1-12.4)
T. devivoi (1)	m	36,0	15,1	2,6	-	7,1	-	6,1	6,1	11,3
M. temminckii(7)	m	29,6 (28,7-30,3)	12,9 (12,5-13,1)	3,6 (3,4-3,8)	8,7 (8,5-9,0)	6,8 (6,6-7,0)	-	5,1 (5,1-5,2)	5,6 (5,5-5,7)	9,2 (9,0-9,6)
M. temminckii (4)	f	29,6 (29,1-30,0)	12,3 (12,0-12,7)	3,5 (3,4-3,5)	-	6,8 (6,7-6,8)	-	5,1 (5,1-5,2)	5,5 (5,5-5,6)	8,8 (8,7-8,8)
E. furinalis (1)	m	36,5	14,0	3,8	9,3	6,7	-	4,3	4,9	9,4
E. furinalis (2)	f	36,6 (36,2-37,1)	14,25 (14,1-14,4)	3,5 (3,4-3,7)	9.5 (9.4-9.7)	6,7 (6,4-6,9)	-	5,1	5,5	9.8 (9.8-9.9)
M. nigricans (9)	m	33,5 (33,1-34,1)	13,6 (13,3-14,0)	3,8 (3,7-3,9)	8,1 (7,7-8,4)	6,9 (6,7-7,2)	3,6 (3,5-3,8)	4,8 (4,7-4,9)	5,1 (4,9-5,6)	9,2 (8,7-9,4)
M. nigricans (7)	f	34,1 (33,3-34,9)	13,4 (12,7-14,0)	3,7 (3,5-3,8)	8,1 (7,8-8,5)	6,8 (6,5-6,9)	3,5 (3,4-3,7)	4,9 (4,6-5,1)	5,9 (4,9-5,4)	9,2 (8,4-9,5)
M. riparius (1)	f	35,9	13,7	3,6	8,2	6,4	3,5	5,3	5,6	9,5

com base em um espécime da Costa Rica e os espécimes da América do Sul são provenientes de florestas tropicais (Eisenberg & Redford 1999, Martins et al. 2006), enquanto *G. behnii* foi descrita a partir de um espécime de Cuiabá, região de Cerrado, e conhecida atualmente por ocorrer também na Serra da Canastra (Peracchi & Albuquerque 1985) e sudeste do estado de Goiás (Zortéa & Alho 2008). Nossos espécimes compõem o quarto registro da espécie para o Cerrado e o primeiro para o Tocantins. Se as estimativas feitas por Simmons (1996) sobre o comprimento do antebraço dos espécimes do Peru registrados por Andersen (1906) estiverem corretas, os referidos exemplares devem ser considerados *G. sylvestris* e sua ocorrência restrita a ambientes de floresta tropical, e *G. behnii* ficaria restrita ao Cerrado. A questão taxonômica sobre a validade de *G. behnii* reside na baixa amostragem disponível e no fato que, em alguns táxons, os indivíduos do Cerrado têm antebraço maior que aqueles de florestas pluviais, como *C. perspicillata* (R. Gregorin, dados não publicados.), *L. bokermanni* e *M. bennettii* (Gregorin et al. 2008b). Neste sentido, a questão do antebraço maior, se é um caráter adaptativo a determinada fitofisionomia ou filogenético, denotando táxons distintos, somente será esclarecida com uma revisão profunda e com maior amostragem. No momento, *G. behnii* se diferencia das outras espécies semelhantes, como *Lampronycteris brachyotis* (Dobson, 1879) e *Trinycteris nicefori* Sanborn, 1949, pelo metacarpo do quinto dedo muito mais longo e os pré-molares superiores pontiagudos, de mesmo tamanho, e projetados para frente, quando vistos lateralmente; de *G. sylvestris*, a espécie se dintingue pelas dimensões maiores do antebraço e crânio (Cr: >21 mm; Ab: >44 mm; Gardner, 2008).

Os espécimes referidos como *Mimon crenulatum* foram identificados pela presença de folha nasal longa (13,5-14,3 mm), crenulada na metade basal e com uma fileira simples de pelos ao longo de toda sua extensão. Todos exemplares apresentam uma faixa branca ao longo do dorso, desde a cabeça até a região lombar. Entretanto, há variação no padrão geral da coloração: os espécimes EG 319 e 382 têm a pelagem dorsal castanho enegrecida e o ventre acinzentado claro, com a base cinza escura e o terço apical esbranquiçado. O espécime EG 327 apresenta a pelagem dorsal castanho chocolate e ventre castanho claro, cujos pelos são castanho escuro na base e castanho claro no terço apical. *Mimon c. picatum* Thomas, 1903 é distinguida de *M. c. longifolium* Wagner, 1843 pela presença de pelos na folha nasal e de uma listra clara dorsal e, portanto, os exemplares da EESGT coincidem com a definição de *M. c. picatum*. Por outro lado, os espécimes por nós estudados têm dimensões corpóreas e cranianas bem menores que os indivíduos provenientes de Minas Gerais analisados por Pedro et al. (1994), indicando que esta espécie merece atenção taxonômica maior pela sua notável variação geográfica nestes caracteres.

Lonchophylla dekeyseri, uma espécie endêmica do Cerrado, foi descrita inicialmente a partir de espécimes provenientes do Distrito Federal, sul do Piauí e Serra do Cipó, Minas Gerais. Com as recentes expedições ao Cerrado, as amostras de *L. dekeyseri* têm sido incrementadas e a distribuição geográfica ampliada com novos registros para o oeste do Mato Grosso (Gonçalves & Gregorin 2004) e para o estado do Tocantins (presente estudo).

O espécime de *Thyroptera devivoi* (parátipo desta espécie) foi capturado na borda de vereda (particularmente rica em *Heliconia* sp.) voando em direção ao cerrado *s.s.* A espécie é caracterizada por apresentar discos adesivos redondos e côncavos, pelagem dorsal castanho escuro e ventral agrisalhada, resultando em um contraste mediano entre o dorso e o ventre. Esta característica da pelagem distingue a espécie das demais que ocorrem no Brasil: *T. tricolor* Spix, 1823 tem o ventre branco ou amarelado com contraste marcante com o dorso castanho escuro, *T. lavali* Pine, 1993 tem o ventre castanho chocolate como o dorso, e *T. discifera* (Lichtenstein & Peters, 1854) tem o ventre castanho-avermelhado e também sem contraste dorso-ventre. As dimensões corpóreas, maiores que *T. discifera* e *T. tricolor* e menores que *T. lavali* também definem *T. devivoi* (Gregorin et al., 2006).

Eptesicus furinalis foi identificada por apresentar pelagem dorsal castanho-avermelhada, com pelos de base enegrecida e terço apical castanho-avermelhado. Pelagem ventral aguti com alternância de faixas enegrecidas e esbranquiçadas. As espécies menores do gênero, *E. furinalis* (d´Orbigny & Gervais, 1847) e *E. diminutus* Osgood, 1915, são de difícil definição, particularmente a segunda. Williams (1978) tem demonstrado que há elevada variação na coloração da pelagem, sobreposição nas dimensões corporais e dimorfismo sexual em ambos os táxons, situação agravada pela escassez de amostras na América do Sul. Para esclarecimentos taxonômicos, analisamos também exemplares de *E. furinalis* do noroeste de São Paulo e do sul de Minas Gerais, cuja pelagem dorsal coincide com a dos espécimes apresentados aqui. Para *E. furinalis* a pelagem é dicromática com base escura e ápice castanho avermelhado ou amarelado (avelã) em um conjunto homogêneo. Espécimes identificados como *E. diminutus*, provenientes de Brasília e do sul de Minas Gerais, mostram uma variação acentuada na pelagem dorsal. O espécime de Minas Gerais apresenta a pelagem dorsal enegrecida e os pelos são praticamente monocromáticos. No espécime de Brasília, os pelos dorsais se assemelham aos de *E. furinalis*, mas a coloração geral do dorso é mesclada de áreas castanho-avermelhado e enegrecidas.

Myotis riparius foi identificada por apresentar pelagem dorsal de coloração castanho opaco, com pelos curtos (entre 3-4 mm na região das espáduas), de base levemente mais escura que o ápice, quase monocromático. Ventre castanho-amarelado, com pelos distintamente dicromáticos, de base castanho escura e metade apical castanho-amarelado. Crânio levemente achatado possuindo crista sagital evidente (Figura 3a), com a largura entre os caninos superiores e da constrição interorbital semelhantes (Tabela 3). O segundo pré-molar superior é pequeno e posicionado mais internamente na coluna de dentes em acordo com González & Fabián (1995) (Figura 4). Os espécimes de *M. nigricans* capturados por nós apresentaram pelagem dorsal enegrecida e salpicada por manchas mais claras desde a região médio-dorsal até a lombar devido aos pelos de ápice castanho bem claro. Pelos dorsais mais longos que na espécie anterior (entre 6-7 mm na região das espáduas), ventre agrisalhado, com pelos distintamente dicromáticos, de base enegrecida e na metade apical castanho claro, principalmente na porção posterior próximo ao uropatágio. *Myotis nigricans* também foi diferenciada de *M. riparius* por caracteres crânio-dentários. Neste caso, *M. nigricans* (e também *M. albescens*) apresenta o crânio mais abaulado, inclinado e sem crista sagital (Figura 3b), constrição interorbital maior que a largura entre os caninos superiores (Tabela 3) e segundo pré-molar superior diminuto e alinhado na fileira de dentes (Figura 4b).

4. Diversidade e conservação

No Jalapão, pelas características sócio-econômicas e da exploração da terra, nota-se que ainda há uma parcela considerável de fragmentos de cerrado e matas preservadas, mas majoritariamente em áreas privadas sem a proteção legal (excetuando a EESGT, há apenas mais duas APAs, a do Jalapão e a do Lajeado). Uma das maiores ameaças, além do avanço da fronteira agrícola, é o turismo crescente que pode resultar em aberturas de estradas e conseqüente fragmentação e mortalidade de mamíferos de maior porte por atropelamentos (Ângelo 1996, Scoss et al. 2004). Por estas condições, a região do complexo Jalapão, juntamente com o sul do Piauí, apresenta um futuro incerto quanto à sua preservação e estudos sobre sua fauna e flora devem ser realizados em caráter de urgência no sentido de levantar informações básicas de sua diversidade para

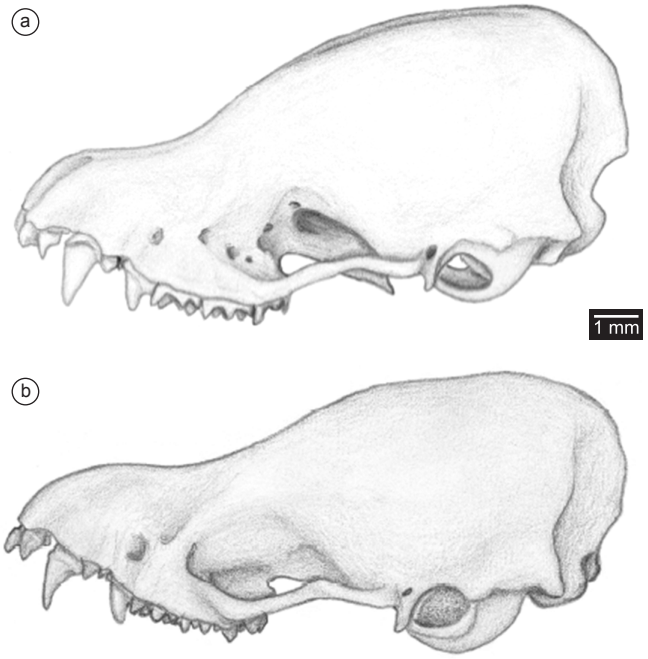

Figura 3. Crânio em vista lateral de a) *Myotis riparius* (MZUSP 32588) e b) *M. nigricans* (MZUSP 32597). Note a presença da crista sagital e o segundo pré-molar superior parcialmente obscurecido em a) Escala = 1 mm. Ilustração: L. Lobo.

Figure 3. Skull (lateral view) of *Myotis riparius* (a. MZUSP 32588) and *M. nigricans* (b. MZUSP 32597). Note the presence of saggital crest and partially obscured second upper molar in a) Bar = 1 mm. Illustred by L. Lobo.

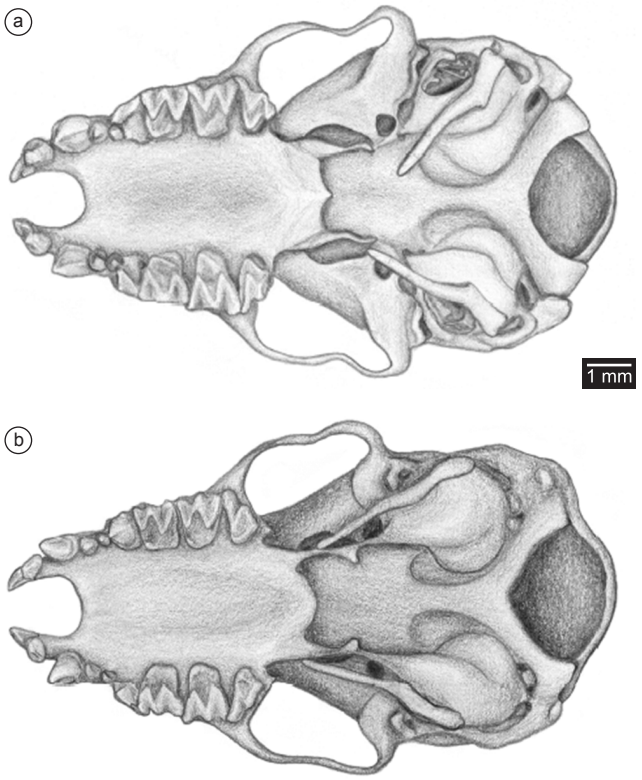

Figura 4. Crânio em vista ventral de a) *Myotis riparius* (MZUSP32588) e b) *Myotis nigricans* (MZUSP 32597). Note o deslocamento do segundo pré-molar e a projeção do terceiro pré-molar sobre este em a) Escala = 1 mm. Ilustração: L. Lobo.

Figure 4. Skulls (ventral view) of *Myotis riparius* (a. MZUSP 32588) and *M. nigricans* (b. MZUSP 32597). Note the displacement of second upper premolar and the projection of third premolar over the second one in a) Bar = 1 mm. Picture by L. Lobo.

nortear projetos futuros de manejo. Considerando apenas os recentes inventários de mamíferos realizados no Jalapão, houve a descrição de uma espécie nova para a área, o morcego *Thyroptera devivoi* (Gregorin *et al*. 2006), e o registro de uma espécie de roedor do gênero *Thrichomys* ainda não descrita na literatura (Basile 2003, Carmignotto & Aires neste volume). Registros adicionais de *L. dekeyseri*, espécie considerada quase ameaçada pela IUCN (2010) e Vulnerável pelo MMA (Machado et al. 2008), e das raras *G. behnii* e *L. carrikeri*, ambas consideradas com dados deficientes pela IUCN (2010), completam este cenário.

O primeiro trabalho a respeito da quiropterofauna do Tocantins foi elaborado por Nunes et al. (2005), que amostraram várias localidades na faixa ecotonal Cerrado-Amazônia no estado, com ampliações de distribuição geográfica para oito espécies de morcegos até então restritos à região Amazônica (*T. nicefori, M. schmidtorum, L. brasiliense, V. spectrum, L. spurrelli, L. thomasi, C. brevicauda e M. temminckii*), aumentando o compartilhamento de conjuntos de espécies entre a Amazônia e o Cerrado. Posteriormente, Oliveira et al. (2007) inventariaram diversas áreas do Maranhão e no município de Palmeirante, Tocantins. Estes autores registraram 32 espécies de morcegos, mas infelizmente não distinguiram quais foram amostradas no Tocantins. Bezerra & Marinho-Filho (2010) registraram 23 espécies para a região do vale do rio Paranã, sendo 11 para o Tocantins. Destas, nove constam como primeiro registro formal da ocorrência destas no estado: *R. naso*, *G. soricina*, *C. perspicillata*, *P. parnellii*, *N. leporinus*, *M. molossus*, também amostradas no presente estudo; *N. albiventris* Desmarest, 1818, *A. obscurus* (Schinz, 1821) e *L. ega* (Gervais, 1856) não foram registradas por nós. Gardner (2008) cita a presença de *P. hastatus* para Taguatinga, TO. Assim, considerando os dados de Nunes et al. (2005), Gardner (2008), Bezerra & Marinho-Filho (2010) e o do presente estudo, o estado do Tocantins conta com pelo menos 49 espécies formalmente registradas para seu território. De fato, o presente estudo vem contribuir com dados sobre a diversidade local e subsidiar propostas de estudos futuros sobre a comunidade de mamíferos da região. Dentre as 39 espécies amostradas no presente estudo, 29 representam o primeiro registro formal de ocorrência para o estado do Tocantins (Tabela 2), evidenciando o escasso conhecimento a respeito da quiropterofauna desta região norte do Cerrado como apontado recentemente na revisão de Bernard et al. (2011). Conforme exposto por Bernard et al. (2011), a área da EESGT e entorno, possui grandes lacunas de conhecimento sobre a diversidade de Chiroptera, sendo que a maior riqueza foi de 24 espécies para a porção oeste à estação. Mesmo com o elevado número de espécies registrado neste trabalho (39 espécies), acredita-se que um maior esforço nos ambientes abertos possa contribuir para a lista de espécies da EESGT. Considerando os dados para o norte de Goiás, Tocantins, sul do Maranhão (Nunes et al. 2005, Oliveira et al. 2007, Bezerra & Marinho-Filho 2010, e o presente estudo), Piauí (Vizotto et al. 1980a,b,c, Taddei & Lim, 2010) e Ceará (Silva et al. 2001), o número de espécies de quirópteros registrado para a porção mais setentrional do Cerrado brasileiro alcança 69, ou seja, 70% do total para o bioma considerando as 103 espécies citadas por Aguiar & Zortéa (2008). Salienta-se que nos trabalhos mencionados acima para o cerrado setentrional, há oito espécies não identificadas o que pode elevar esse número para próximo de 75 espécies.

Agradecimentos

Agradecemos ao Dr. Mario de Vivo e à técnica Juliana Gualda pela permissão para análise de material depositado no MZUSP; ao projeto BIOTA FAPESP (98/05075-7); à FAPESP (00/06642-4) (APC); à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza; à Pequi – Pesquisa e Conservação do Cerrado; à Conservação Internacional do Brasil (CI-Brasil), e ao Museu de Zoologia da USP pelo apoio financeiro e logístico para a realização das excursões de campo para a EESGT. Ao CNPq processo 555491/2009-9 pela bolsa produtividade (RG). À Prefeitura da cidade de Rio da Conceição pelo apoio logístico. Ao professor Fernando Nadal Vilella e aos graduandos da Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba: Caroline de Bianchi Tocchet, Débora dos Santos Mota, Igor Bhering da Costa e Rafael Zanelli pelo auxílio no trabalho de campo e na triagem do material científico. À Cristiano Nogueira (CI-Brasil) pelo convite para participarmos do Projeto: "Inventário e Zoneamento de Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: subsídios ao Plano de Manejo", pelo auxílio na condução dos trabalhos de campo e pelo convite para participarmos deste volume especial. Agradecemos a dois assessores anônimos e a Enrico Bernard pelas críticas e sugestões valiosas sobre a primeira versão deste artigo.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A. 1977. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. Geomorfologia 52:1-21.

AGUIAR, L.M.S. & ZORTÉA, M. 2008. A diversidade de morcegos conhecida para o Cerrado. In II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais. ParlaMundi, Brasília, Brasil.

AGUIRRE, L.F. 2002. Structure of a Neotropical savana bat community. J. Mammal. 83(3):775-784. doi:10.1644/1545-1542(2002)083<0775:SOANSB>2.0.CO;2

ALHO, C.J.R., PEREIRA, L.A. & PAULA, A.C. 1986. Patterns of habitat utilization by small populations in cerrado biome of central Brazil. Mammalia 50:447-460. doi:10.1515/mamm.1986.50.4.447

ANDERSEN, K. 1906. On the bats of the genera *Micronycteris* and *Glyphonycteris*. Ann. Mag. Nat. Hist. 18(7):50-65.

ANDERSON, S. 1997. Mammals of Bolivia, taxonomy and distribution. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 231:1-652.

ÂNGELO, H. 1996. Fatores determinantes dos problemas das unidades de conservação no Brasil. Rev. Árvore 20(2):199-205.

BASILE, P. 2003. Taxonomia de *Thrichomys* Trouessart, 1880 (Rodentia, Echimyidae). Dissertação de Mestrado. Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.

BERGALLO, H.G., ESBÉRARD, C.E.L., MELLO, M.A.R., LINS, V., MANGOLIN, R., MELO, G.G.S. & BAPTISTA, M. 2003. Bat species richness in Atlantic Forest: what is the minimum sampling effort? Biotropica 35(2):278-288.

BERNARD, E. 2002. Diet, activity and reproduction of bat species (Mammalia, Chiroptera) in Central Amazonia, Brasil. Rev. Bras. Zool. 19(1):173-188.

BERNARD, E. & FENTON, B. 2002. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forest, and savannas in central Amazonia, Brazil. Can. J. Zool. 80:1124-1140. doi:10.1139/z02-094

BERNARD, E., AGUIAR, L.M.S. & MACHADO, R.B. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? Mamm. Rev. 41(1):23-39. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x

BEZERRA, A.M.R. & MARINHO-FILHO, J. (2010). Bats of the Paranã River Valley, Tocantins and Goiás states, Central Brazil. Zootaxa 2725:41-56.

BEZERRA, A.M.R., ESCARLATE-TAVARES, F & MARINHO-FILHO, J. 2005. First record of *Thyroptera discifera* (Chiroptera: Thyropteridae) in the Cerrado of central Brazil. Acta Chiropterol. 7(1):165-188. doi:10.3161/1733-5329(2005)7[165:FROTDC]2.0.CO;2

BONVICINO, C.R., CERQUEIRA, R. & SOARES, V.A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia river. Braz. J. Biol. 56:761-767.

BORDIGNON, M.O. 2006. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do complexo Aporé-Sucuriú, Mato Grosso do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(4):1002-1009.

BORDIGNON, M.O. & FRANÇA, A.O. 2009. Riqueza, diversidade e variação altitudinal em uma comunidade de morcegos filostomídeos (Mammalia: Chiroptera) no Centro-Oeste do Brasil. Chiropt. Neotrop. (15):425-433.

BREDT, A. & UIEDA, U. 1996. Bats from urban and rural environments of the Distrito Federal, Mid-western Brazil. Chiropt. Neotrop. 2(2):54-57.

BREDT, A., UIEDA, U. & MAGALHÃES, E.D. 1999. Morcegos cavernícolas da região do Distrito Federal, centro-oeste do Brasil (Mammalia, Chiroptera). Rev. Bras. Zool. 16(3):731-770.

BROOKS, D.M., TARIFA, T., ROJAS, J.M., VARGAS, R.J. & ARANIBAR, H. 2002. A preliminary assessment of mammalian fauna of eastern Bolivia panhandle. Mammalia 65(4):509-520.

CARMIGNOTTO, A.P. 2005. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARMIGNOTTO, A.P. & AIRES, C.C. Este volume. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Biota Neotrop.

CARTER, D.C. & DOLAN, P.G. 1978. Catalogo of type specimens of Neotropical bats in selected European museums. Spec. Publ. / Mus. Tex. Tech Univ. 15:1-136.

COLWELL, R.K. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. (Software and User's Guide). Version 8. http://viceroy.eeb.uconn.edu/ estimates.

COSTA, L.P., LEITE, Y.L.R., MENDES, S.L. & DITCHFIELD, A.D. 2005. Conservação de mamíferos do Brasil. Megadiversidade 1(1):103-112.

CRUZ, L.D., MARTINEZ, C. & FERNANDES, F.R. 2007. Comunidades de morcegos em hábitats de uma Mata Amazônica remanescente na Ilha de São Luís, Maranhão. Acta Amazon. 37(4):613-619.

CUNHA, N.L., FISCHER, E., CARVALHO, L.F.A.C. & SANTOS, C.F. 2009. Bats of Buraco das Araras natural reserve, Southwestern Brazil. Biota Neotrop. 9(4):189-195. doi:10.1590/S1676-06032009000400019

DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2008. Quirópteros da Reserva Biológica do Tinguá, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). Rev. Bras. Zool. 25(2):333-369.

EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. Mammals of the Neotropicas. The Central Neotropics. University of Chicago Press, Chicago, v. 3, 618 p.

EITEN, G. 1994. Vegetação do Cerrado. In Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. (M.N. Pinto, org.). Edunb, Editora Universidade de Brasília, Brasília, p. 17-73.

ESBÉRARD, C.E.L. 2009. Capture sequence and relative abundance of bats during surveys. Rev. Bras. Zool. 26 (1):103-108.

ESBÉRARD, C.E.L., MOTTA, C.A. & PERIGO, C. 2005. Morcegos cavernícolas da Área de Proteção Ambiental (APA) Nascentes do Rio Vermelho, Goiás. Rev. Bras. Zoocienc. 7(2):311-325.

FALCÃO, F.C., REBELO, V.F. & TALAMONI, S.A. 2003. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, south-east Brazil. Rev. Bras. Zool. 20(2):347-350.

FARIA, D., SOARES-SANTOS, B. & SAMPAIO, E. 2006. Bats from the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. Biota Neotrop. 6:2-13. doi:10.1590/S1676-06032006000200022

FERREIRA, C.M.M., FISCHER, E. & PULCHERIO-LEITE, A. 2010. Fauna de morcegos em remanescentes urbanos de cerrado em Campo Grande, Mato grosso do Sul. Biota Neotrop. 10(3):155-160.

GARDNER, A.L. 2008. Mammals of South America, marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. University of Chicago Press, Chicago, v. 1, 669 p.

GONÇALVES, E. & GREGORIN, R. 2004. Quirópteros da Estação Ecológica da Serra das Araras, Mato Grosso, com o primeiro registro de *Artibeus gnomus* e *A. anderseni* para o cerrado. Lundiana 5(2):143-149.

GONZÁLEZ, J.C. & FABIÁN, M.E. 1995. Una nueva especie de murciélago para el Estado de Rio Grande do Sul, Brasil: *Myotis riparius* Handley, 1960 (Chiroptera, Vespertilionidae). Comun. Mus. Cienc. Tecnol. PUCRS, Ser. Zool. 8:55-59.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379-391. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x

GREGORIN, G., GONÇALVES, E., LIM, B.K. & ENGSTROM, M.D. 2006. New species of disk-winged bat *Thyroptera* and range extention for *T. discifera*. J. Mammal. 87(2):232-246.

GREGORIN, R., CARMIGNOTTO, A.P. & PERCEQUILLO, A.R. 2008a. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil. Chiropt. Neotrop. 14(1):366-383.

GREGORIN, R., CAPUSSO, G.L. & FURTADO, V.R. 2008b. Geographic distribution and morphological variation in *Mimon bennettii* (Gray, 1838) (Chiroptera: Phyllostomidae). Iheringia, Zool. 98(3):404-411.

GRELLE, C.E., FONSECA, M.T., MOURA, R.T. & AGUIAR, L.M.S. 1997. Bats from karstic area on Lagoa Santa, Minas Gerais: a preliminary survey. Chiropt. Neotrop. 3(1):68-70.

GRIBEL, R. & TADDEI, V.A. 1989. Notes on the distribution of *Tonatia schulzi* and *Tonatia carrikeri* in the Brazilian Amazon. J. Mammal. 70: 871-873. doi:10.2307/1381732

HANDLEY, C.O.J. 1976. Mammals of the Smithsonian Venezuelan Project. Brigham Young Univ. Sci. Bull. Biol. Ser. 20(5):1-91.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. 2004. Unidade: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins/TO/BA. http://www2.ibama.gov.br/unidades/estacoes/reuc/149.htm

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. World list of Microchiroptera with IUCN red list: Categories of threat and distribution. http//:www.redlist.org (último acesso em 08/2010).

KALKO, E.K.V., C.O. HANDLEY JR. & HANDLEY, D. 1996. Organization, diversity and long-term dynamics of a Neotropical bat community. In Long-term studies of vertebrate communities (M.L. Cody & J.A. Smallwood, eds.). Academic Press, New York, p. 503-553. doi:10.1016/B978-012178075-3/50017-9

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. A conservação do cerrado Brasileiro. Megadiversidade 1(1):147-155.

KREBS, C.J. 1999. Ecological Methodology. Second Edition. Addison Welsey Educational Publishers, Inc., Menlo Park, Califórnia.

LACHER, T.E., MARES, M.A. & ALHO, C.J.R. 1989. The structure of a small mammal community in a Central Brazilian savanna. In Advances in Neotropical Mammalogy. (K.H. Redford, & J.F. Eisenberg, eds.). The Sandhill Crane Press, Gainesville, p. 137-162.

LEEMANS, R. & CRAMER, W.P. 1991. The IIASA database for mean monthly values of temperature, precipitation, and cloudiness on a global terrestrial grid. RR-91-18. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.

LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. Statistical Ecology: a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York.

MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M. & PAGLIA, A.P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. MMA, Brasília; Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

MAMEDE, F., GARCIA, P.Q. & SOUSA JÚNIOR, W.C. 2002. Análise da viabilidade sócio-econômico-ambiental da transposição de águas da bacia do rio Tocantins para o rio São Francisco na região do Jalapão/TO. http://www.conservation-strategy.org/Reports/pro_texto_final.pdf

MARES, M.A., BRAUN, J.K & GETTINGER, D. 1989. Observations on the distributions and ecology of the mammals of the cerrado grasslands of central Brazil. Ann. Carnegie Mus. 58:1-60.

MARES, M.A., WILLIG, M.R., STREILLEIN, K.E. & LACHER, T.E. 1981. The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment. Ann. Carnegie Mus. 50:81-137.

MARINHO-FILHO, J. & SAZIMA, I. 1998. Brazilian bats and conservation biology. A first survey. In Bat Biology and Conservation (T. H. Kunz & P. A. Racey, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p. 282-294.

MARTINS, A.C.M., BERNARD, E. & GREGORIN, R. 2006. Rapid biological surveys of bats (Mammalia, Chiroptera) in three conservation units in Amapá, Brazil. Rev. Bras. Zool. 23(4):1175-1184.

NUNES, A., MARQUES-AGUIAR, S., SALDANHA, N., SILVA E SILVA, R. & BEZERRA, A. 2005. New records on the geographic distribution of bat species in the Brazilian Amazonia. Mammalia 69(1):109-115. doi:10.1515/mamm.2005.012

OLIVEIRA, T.G., DIAS, P.A., VIEIRA, O.Q., IBANES, D.M., SANTOS, J.P. & PAULA, R.C. 2007. Mamíferos do Cerrado Norte do Brasil. In Cerrado Norte do Brasil (L. Barresto, org.). Editora USEB, Pelotas, p. 261-285.

PEDRO, W.A. & TADDEI, V.A. 1997. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). Bol. Mus. Biol. Mello Leitao 6:3-21.

PEDRO, W.A., KOMENO, C.A.K. & TADDEI, V.A. 1994. Morphometrics and biological notes on *Mimon crenulatum* (Chiroptera: Phyllostomidae). Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi, Zool. 10(1):107-112.

PERACCHI, A.L. & ALBUQUERQUE, S.T. 1985. Considerações sobre a distribuição geográfica de algumas espécies do gênero *Micronycteris* Gray, 1866 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). Arq. Univ. Fed. Rural Rio J. 8(1):23-26.

PINE, R.H., BISHOP, I.R. & JACKSON, R.L. 1970. Preliminary list of mammals from the Xavantina/Cachimbo Expedition (Central Brazil). T. Roy. Soc. Trop. Med. H. 64:668-670.

REIS, N.R. & PERACCHI, A.L. 1987. Quirópteros da região de Manaus, Amazonas, Brasil (Mammalia, Chiroptera). Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi, Zool. 3:161-182.

REIS, N.R., PERACCHI, A.L., PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. 2006. Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 437 p.

RODRIGUES, F.H.G., SILVEIRA, L., JÁCOMO, A.T.A., CARMIGNOTTO, A.P., BEZERRA, A.M.R., COELHO, D.C., GARBOGINI, H., PAGNOZZI, J. & HASS, A. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. Rev. Bras. Zool. 19(2):589-600.

SAMPAIO, E.M., KALKO, E.K.V., BERNARD, E, RODRÍGUEZ-HERRERA, B. & HANDLEY, C.O., JR. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of central Amazonia, including methodological and conservation considerations. Stud. Neotrop. Fauna E. 38:17-31. doi:10.1076/snfe.38.1.17.14035

SANBORN, C.C. 1949. Bats of the genus *Micronycteris* and its subgenera. Fieldiana Zool. 31(27):215-233.

SCOSS, L.M., MARCO JÚNIOR, P., SILVA, E. & MARTINS, S.V. 2004. Uso de parcelas de areia para monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. Rev. Árvore 28(1):121-127.

SILVA, S.S.P., GUEDES, P.G. & PERACCHI, A.L. 2001. Levantamento preliminar dos morcegos do Parque Nacional de Ubajara (Mammalia, Chiroptera), Ceará, Brasil. Rev. Bras. Zool. 18(1):139-144.

SIMMONS, N.B. 1996. A new species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Northeastern Brazil, with comments on phylogenetic relationships. Am. Mus. Novit. 3158:1-34.

SIMMONS, N.B. & VOSS, R.S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna Part 1. Bats. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 237:1-219.

STRAUBE, F.C. & BIANCONI, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com a utilização de redes-de-neblina. Chiropt. Neotrop. 8(1-2):150-152.

TADDEI, V.A. & LIM, B.K. 2010. A new species of *Chiroderma* (Chiroderma, Phyllostomidae) from Northeastern Brazil. Brazilian J. Biol. 70(2):381-386. doi:10.1590/S1519-69842010000200021

TOMAZ, L.A.G. & ZORTÉA, M. 2008. Composição faunística e estrutura de uma comunidade de morcegos do Cerrado de Niquelândia, Goiás. In Ecologia de Morcegos (N.R. Reis, A.L. Peracchi & G.A.S.D. Santos, eds). Technical Books, Rio de Janeiro, p. 200-216.

VIZOTTO, L.D. & TADDEI, V.A. 1973. Chave para a determinação de quirópteros brasileiros. Rev. Fac. Filos. Cien. Letr. S. José R. Preto Bolm. Cienc.1:1-72.

VIZOTTO, L.D., RODRIGUES, V. & DUMBRA, V.J. 1980a. Terceiro registro brasileiro de *Neoplatymops mattogrossensis* (Vieira, 1942) (Chiroptera-Molossidae). Rev. Nordest. Biol. 3:244-246.

VIZOTTO, L.D., RODRIGUES, V. & DUMBRA, V.J. 1980b. Sobre ocorrência e dados biométricos de *Pteronotus* (*Pteronotus*) *gymnonotus* (Natterer, in Wagner, 1843), no Estado do Piauí (Chiroptera-Mormoopidae). Rev. Nordest. Biol. 3:246-247.

VIZOTTO, L.D., RODRIGUES, V. & DUMBRA, V.J. 1980c. Notas Sobre *Pteronotus* (*Phyllodia*) *parnelli rubiginosus* (Wagner, 1843) (Chiroptera-Mormoopidae) e sua ocorrência no Estado do Piauí. Rev. Nordest. Biol. 3:248-249.

VOSS, R.S. & EMMONS, L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 230:1-115.

WILLIAMS, D.F. 1978. Taxonomic and karyological comments on small bown bats, genus *Eptesicus*, from South America. Ann. Carnegie Mus. 47(16):361-383.

WILLIG, M.R. 1983. Composition, microgeographic variation, and sexual dimorphism in Caatingas and Cerrado bats communities from northeastern Brazil. Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist. 23:1-131.

WILSON, D.E., COLE, F.R., NICHOLS, J.D., RUDRAN, R. & FOSTER, M.S. 1996. Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard methods for Mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, 409 p.

ZORTÉA, M. & ALHO, C.J.R. 2008. Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. Biodivers. Conserv. 17:791-805. doi:10.1007/s10531-008-9318-3

ZORTÉA M., ROCHA, Z.D., CARVALHO, H.G., OLIVEIRA, G.C. & MATA, P.M. 2009. First record of the Carriker's Round-eared Bat (*Lophostoma carrikeri*, Phyllostominae) in the Cerrado of central Brazil. Chiropt. Neotrop. 15(1):446-449.

Recebido em 22/10/2010
Versão reformulada recebida em 20/01/2011
Publicado em 23/03/2011

O cerrado não é um bioma

***Marco Antônio Batalha*[1,2]**

[1]Departamento de Botânica, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, CP 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Marco Antônio Batalha, e-mail: marcobat@uol.com.br

BATALHA, M.A. **The Brazilian cerrado is not a biome**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?inventory+bn00111012011.

Abstract: It is important to define correctly a given concept, because there may be immediate and practical implications. Two important concepts to be accurately defined are "cerrado" and "biome". As used in Brazil, the concept of biome has erroneously acquired a floristic meaning. As a matter of fact, the concept of biome is close to that of vegetation form, but takes into account the association between the vegetation and the animals and microorganisms. Thus, on the one hand, the concept of biome is physiognomic and functional, that is, it takes into account the general aspect of the vegetation, growth patterns, and reproduction patterns; on the other hand, it is not floristic, that is, the taxonomic affinities of the species that occur in different regions of the same biome are irrelevant. To be coherent with international literature and use accurately the concept of biome, we should consider the Brazilian cerrado as being composed of three biomes: tropical grassland (campo limpo), savanna (campo sujo, campo cerrado, and cerrado sensu stricto), and seasonal forest (cerradão).
Keywords: *physiognomy, savanna, terminology, vegetation form.*

BATALHA, M.A. **O cerrado não é um bioma**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?inventory+bn00111012011.

Resumo: É importante definirmos corretamente um termo, porque pode haver implicações práticas e imediatas. Dois conceitos importantes para serem definidos acuradamente são os de "cerrado" e de "bioma". Da maneira como vem sendo usado no Brasil, o conceito de bioma adquiriu erroneamente uma conotação florística. Na verdade, o conceito de bioma é similar ao de formação vegetal, mas leva em conta a associação da vegetação com a fauna e com os microrganismos. Assim, por um lado, o conceito de bioma é fisionômico e funcional, isto é, levam-se em conta a aparência geral da vegetação e aspectos como os ritmos de crescimento e reprodução; por outro, o conceito não é florístico, isto é, a afinidade taxonômica das espécies que aparecem em várias unidades de um mesmo bioma é irrelevante. Para sermos coerentes com toda a literatura internacional e usarmos o conceito de bioma acuradamente, devemos considerar o cerrado sensu lato como formado por três biomas: o campo tropical (campo limpo), a savana (campo sujo, campo cerrado e cerrado sensu stricto) e a floresta estacional (cerradão).
Palavras-chave: *fisionomia, savana, terminologia, formação vegetal.*

"A acurácia da língua é uma das fortalezas da verdade." (Anna Jameson)

Introdução

Nosso planeta apresenta um padrão complexo de climas, os quais, por sua vez, têm um papel importante na criação dos padrões complexos de vegetação e tipos de comunidades que nele encontramos. Os ecólogos dividem esses padrões de grande escala em unidades denominadas biomas, as mais amplas comunidades bióticas reconhecidas em nível geográfico, definidos como subdivisões biológicas que refletem as características funcionais e fisionômicas da vegetação (Oxford 2004). A distribuição dos biomas na superfície terrestre relaciona-se principalmente com os climas e, dentre os seus elementos, mais diretamente com a temperatura e a precipitação, seja a quantidade de chuva, seja a sua distribuição ao longo do ano (Walter 1986). Ao empregar uma abordagem fisionômica da vegetação, Raunkiaer (1934) mostrou ser possível definir e caracterizar unidades ecológicas, inicialmente referidas como formações vegetais, por serem baseadas exclusivamente em critérios botânicos, em que a aparência da vegetação e as formas de vida predominantes são uniformes. Essa forma das plantas foi reconhecida como o modo mais eficaz de definir os biomas em relação a qualquer outro sistema de classificação taxonômico ou evolutivo. O conceito de bioma é similar ao de formação vegetal, mas leva em conta a associação da vegetação com a fauna e com os microrganismos (Box & Fujiawara 2005). Assim, um bioma corresponde, grosso modo, a uma formação vegetal, porém inclui não só as plantas, mas também os demais organismos (Maarel 2005). Cada bioma tem uma fisionomia característica, compreendendo altura e hábito de crescimento dos principais táxons, tamanho, forma e textura das folhas, proporção de plantas sempreverdes e decíduas, diversidade de espécies e outros fatores que impõem fisionomia e arquitetura características para amplas extensões da cobertura vegetal (Tallis 1991).

Um Erro Enraizado

O cerrado é considerado um dos pontos quentes (hot spots) para a conservação da biodiversidade no mundo (Myers et al. 2000). Mas que cerrado? O cerrado enquanto domínio fitogeográfico? O cerrado enquanto bioma? O cerrado enquanto tipo vegetacional? O cerrado enquanto fisionomia? Como podemos ver, é importante definirmos corretamente um termo, porque pode haver implicações práticas e imediatas. Dois conceitos importantes para serem definidos acuradamente são os de "cerrado" e de "bioma". Da maneira como vem sendo usado no Brasil, o conceito de bioma adquiriu erroneamente uma conotação florística. Usado dessa maneira errônea por biólogos, não por acaso passou a ser usado equivocadamente por um público mais amplo, como agências governamentais e organizações não-governamentais. Hoje em dia, esse erro está enraizado. Coutinho (2006) chamou a atenção para esse problema e teve a oportunidade de resolvê-lo, mas sua argumentação em alguns pontos é contraditória. Embore apresente as premissas corretamente, Coutinho (2006) chama o cerrado ora de um único bioma (por exemplo, "*O bioma Cerrado merece aqui uma discussão um pouco mais longa.*", p. 19), ora de um complexo de biomas (por exemplo, "[...]*pode-se dizer que o Cerrado não é um bioma único, mas um complexo de biomas.*", p. 19). Como argumentarei, esse segundo ponto de vista é o correto e, portanto, o cerrado não é um único bioma – como vem sendo rotineiramente tratado –, mas um complexo de biomas.

A ciência gera jargões, e essa terminologia especializada é necessária para expressarmos ideias novas e complexas de forma clara e sucinta (Peters 1991). Cada parte de uma teoria começa como um conceito, e conceitos fracos são difíceis de serem erradicados (Peters 1991). Na ausência de uma definição clara, diferentes usuários do termo podem desenvolver definições independentes e até inconsistentes, fazendo, ao longo do tempo, com que o conceito traga consigo tantos significados que acaba se transformando em um "não-conceito" (Hurlbert 1971). Quando a linguagem é desvalorizada ou usada erroneamente, também o são aqueles que a usam (Orr 1999). Uma vez que a linguagem é a única moeda onde quer que se persiga a verdade, não deve haver prioridade maior para a comunidade científica do que defender a clareza e a integridade de seus conceitos (Orr 1999). O criticismo científico encoraja a operacionalização de conceitos, identificando as capacidades, funções e limitações atuais de conceitos existentes (Peters 1991). Sendo assim, dada a importância de definirmos termos claramente e dada a importância dos conceitos de cerrado e de bioma, pretendo discuti-los e sugerir um uso acurado deles.

O Conceito de Bioma

Uma excelente revisão do conceito de bioma foi feita por Coutinho (2006). Relembro algumas das definições apresentadas nesse trabalho de Coutinho (2006) para tornar minha argumentação clara. Clapham Jr. (1973, p. 14) disse que "[...]*a distribuição dos biomas é controlada em última instância por fatores ambientais abióticos – especialmente o clima – e um dado bioma pode ser formado em várias diferentes partes do mundo.*" Dajoz (1973, p. 280) escreveu que "[...]*o bioma é um agrupamento de fisionomia homogênea e independente da composição florística.*" Crawley (1989, p. 27) disse que "[...]*os grandes biomas do mundo mostram um grau de convergência notável, apesar das amplas diferenças na afinidade taxonômica das suas floras.*" Cox & Moore (1993, p. 8) também enfatizaram que o conceito de bioma é biogeográfico e não taxonômico, e que "[...]*embora as savanas tropicais do Brasil, Quênia, Índia e Tailândia compreendam espécies diferentes de plantas e animais, elas têm muito em comum em termos de suas arquiteturas, crescimentos e produtividades estacionais, formas de vida de animais e plantas e as maneiras pelas quais têm sido usadas pela população humana.*" No próprio conceito de Walter (1986), adotado por Coutinho (2006), está claro que um mesmo tipo de bioma pode aparecer em áreas distintas geograficamente.

Além disso, em um dicionário de Biologia (Oxford 1996, p. 72), encontramos a seguinte definição de bioma: "*Uma comunidade ou complexo de comunidades ecológicas que se estende por uma ampla área geográfica caracterizada por um tipo dominante de vegetação. Os organismos de um bioma estão adaptados às condições climáticas associadas à região. Não há fronteiras bem definidas entre biomas adjacentes, que se fundem gradualmente uns com os outros. Exemplos de biomas são tundra, floresta pluvial tropical, taigá, chaparral, campos (temperados e tropicais) e deserto*". Em um dicionário de Ecologia (Oxford 2004, p. 56), encontramos uma definição semelhante: "*Uma subdivisão biológica que reflete o caráter fisionômico e ecológico da vegetação. Biomas são as maiores comunidades bióticas e geográficas que são convenientes de serem reconhecidas. Eles correspondem, grosso modo, às regiões climáticas, ainda que outros controles ambientais sejam algumas vezes importantes. Eles são equivalentes ao conceito de principais formações vegetais na Ecologia Vegetal, mas são definidos em termos de todos os organismos vivos e de suas interações com o meio (e não apenas com o tipo de vegetação dominante). Tipicamente, biomas distintos são reconhecidos para todas as principais regiões climáticas no mundo, enfatizando as adaptações dos organismos aos seus ambientes, e.g., bioma das florestas tropicais pluviais, bioma dos desertos, bioma das tundras*".

Sendo assim, dos diversos conceitos de bioma apresentados, podemos ressaltar alguns pontos que são comuns e se sobressaem: 1) o conceito de bioma é fisionômico, isto é, leva-se em conta a aparência geral da vegetação, resultante do predomínio de certas formas de vida; 2) o conceito de bioma é funcional, isto é, levam-se em conta

aspectos como os ritmos de crescimento e reprodução; 3) o conceito de bioma não é florístico, isto é, a afinidade taxonômica das espécies que aparecem em várias unidades de um mesmo bioma é irrelevante; 4) o conceito de bioma é delimitado pela vegetação, mas engloba além dela, toda a demais biota; e 5) o conceito de bioma é aplicável à Terra como um todo e não a esta ou àquela região.

O Conceito de Cerrado

Há dois principais sistemas usados para classificar a vegetação, um baseado em descritores funcionais e fisionômicos e outro baseado em relações florísticas (Joly et al. 1999). Das definições de bioma apresentadas acima, inferimos que só há sentido em se usar esse conceito quando a classificação da vegetação é funcional-fisionômica. Nesse caso, por coerência, devem-se usar termos aplicáveis à vegetação mundial. Há termos usados na classificação da vegetação brasileira que são carregados floristicamente, isto é, quando nos referimos, por exemplo, ao "cerrado", "à "caatinga" ou ao "pampa", estamos nos remetendo a certas espécies vegetais características.

Coutinho (2006) afirma corretamente que, dentro dos domínios fitogeográficos, encontramos vários biomas. Dessa forma, o "*domínio amazônico não é, portanto, um bioma único", mas sim "um mosaico de biomas*" (Coutinho 2006, p. 18). O problema aparece quando o autor discute o cerrado. Em um primeiro momento, citando um trabalho anterior (Coutinho 2006, p. 19), ele diz que o cerrado seria "[...]*um complexo de biomas, distribuídos em mosaico.*" Concordo com essa visão. Justamente por sua variação fisionômica, indo do campo limpo (bioma dos campos tropicais), passando pelas fisionomias intermediárias (bioma das savanas) e chegando ao cerradão (bioma das florestas estacionais), o cerrado sensu lato não pode ser considerado um único bioma, mas sim um complexo de biomas, mais especificamente três.

Coutinho (2006, p. 19) até sugere essa posição escrevendo que "[...]*caso se queira ser absolutamente fiel ao conceito de bioma adotado pelos diversos autores mencionados adrede, pode-se dizer que o cerrado não é um bioma único, mas um complexo de biomas.*" Entretanto, contrariamente à sua argumentação anterior, Coutinho (2006) alega que todas as savanas do mundo tem essa complexidade fisionômica e, ainda assim, são consideradas um único bioma pela grande maioria dos autores e que, portanto, ao se considerar o cerrado como um bioma de savana, não se foge ao conceito da maioria dos autores internacionais. Esse erro se enraizou, com o oxímoro "bioma cerrado" se tornando onipresente, aparecendo quase como um substantivo composto, só faltando o hífen para tal.

Para sermos coerentes com toda a literatura internacional e usarmos o conceito de bioma acuradamente, devemos considerar o cerrado sensu lato como formado por três biomas: o campo tropical, a savana e a floresta estacional. Campos tropicais são formações tropicais em que o estrato herbáceo é contínuo, com pequenos arbustos em baixas densidades (Woodward 2008). Se seguirmos a classificação fisionômica de Coutinho (1978), incluímos no bioma de campo tropical o campo limpo. Já as savanas são formações tropicais em que o estrato herbáceo é quase contínuo, interrompido apenas por arbustos e árvores em densidades variáveis, e em que os principais padrões de crescimento estão associados às estações úmidas e secas alternantes (Bourlière & Hadley 1983). No bioma de savana, portanto, incluímos o campo sujo, o campo cerrado e o cerrado sensu stricto. Florestas estacionais são formações em que predominam árvores de maior porte, cujas copas formam um dossel e cujos principais padrões de crescimento também estão associados às estações úmidas e secas alternantes (Woodward 2008). No bioma de floresta estacional, incluímos, pois, o cerradão. Como há uma unidade florística entre as diversas fisionomias do cerrado (Coutinho 1978), devemos considerá-lo um único tipo vegetacional, já que as afinidades taxonômicas são levadas em conta nesse caso.

Cabe ainda ressaltar que, dentro de um domínio fitogeográfico, isto é, uma área do espaço geográfico, com dimensões subcontinentais, em que predominam características morfoclimáticas semelhantes e um certo tipo de vegetação, há vários tipos vegetacionais. Assim, dentro do domínio do Cerrado, além do cerrado como tipo vegetacional dominante, há outros tipos vegetacionais, como a floresta ripícola, o campo rupícola, a floresta estacional semidecídua, a floresta estacional decídua, o campo úmido, entre outros. Cada um desses tipos vegetacionais tem sua flora característica e daí a razão de distingui-los. No caso do cerrado em particular, dada a sua grande variação fisionômica, encontramos não um, mas sim três biomas. Isso tem implicações práticas e imediatas para a conservação. Por exemplo, recentemente aprovou-se no estado de São Paulo (2009) uma lei que visa a proteger o cerrado, mas que não contempla as suas fisionomias abertas. Dessa forma, todo um bioma que compõe o cerrado, o bioma de campo tropical, não está contemplado pela lei.

Assim, podemos usar a palavra "cerrado" em três sentidos: 1) Cerrado, com a inicial maiúscula, quando estivermos nos referindo ao domínio fitogeográfico do Cerrado, incluindo não só o cerrado sensu lato, mas também os outros tipos vegetacionais que ali se encontram; 2) cerrado sensu lato ou simplesmente cerrado, quando estivermos nos referindo ao cerrado enquanto tipo vegetacional, isto é, do campo limpo ao cerradão – aqui há um complexo de biomas, bioma dos campos tropicais, das savanas e das florestas estacionais; e 3) cerrado sensu stricto, quando estivermos nos referindo a uma das fisionomias savânicas do cerrado sensu lato. É importante usarmos tais termos de forma precisa e acurada para que definamos aquilo que pretendemos estudar e para que conservemos esse complexo de biomas, com toda a biodiversidade que compõe o cerrado.

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Dr. Waldir Mantovani, pelas longas discussões que tivemos sobre o assunto e por suas leituras e sugestões.

Referências Bibliográficas

BOURLIÈRE, F. & HADLEY, M. 1983. Present-day savannas: an overview. In Ecosystems of the world – tropical savannas (D.W. Goodall, ed.). Elsevier, Amsterdam, p.1-17.

BOX, E.O. & FUJIAWARA, K. 2005. Vegetation types and their broad-scale distribution. In Vegetation ecology (E. van der Maarel, ed.). Blackwell, Oxford, p.106-128.

CLAPHAM Jr., W.B. 1973. Natural ecosystems. McMillan, New York.

COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. Rev. Bras. Bot. 1(1):17-23.

COUTINHO, L.M. 2006. O conceito de bioma. Acta Bot. Bras. 20(1):1-11.

COX, C.B. & MOORE, P.D. 2009. Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária. Livros Técnicos e Científicos, Rio de Janeiro.

CRAWLEY, M.J. 1989. Plant ecology. Blackwell, Oxford.

DAJOZ, R. 1973. Ecologia geral. Vozes, Rio de Janeiro.

HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52(4):577-586.

JOLY, C.A., AIDAR, M.P.M., KLINK, C.A., McGRATH, D.G., MOREIRA, A.G., MOUTINHO, P., NEPSTAD, D.C., OLIVEIRA, A.A.; POTT, A.; RODAL, M.J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. Ci. e Cult. 51: 331-348.

MAAREL, E. van der. 2005. Vegetation ecology – an overview. In Vegetation ecology (E. van der Maarel, ed.). Blackwell, Oxford, p.1-51.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403(6772):853-858.

ORR, D.W. 1999. Verbicide. Conserv. Biol. 13(4):696-699.

OXFORD. 1996. A dictionary of Biology. Oxford University, Oxford.

OXFORD. 2004. A dictionary of Ecology. Oxford University, Oxford.

PETERS, R.H. 1991. A critique for Ecology. Cambridge University, Cambridge.

RAUNKIAER, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. New York, Arno.

SÃO PAULO (Estado). 2009. Lei no. 13.550: dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Cerrado no Estado e dá providências correlatas. São Paulo, Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.

TALLIS, G.H. 1991. Plant community history: long-term changes in plant distribution and diversity. Chapman and Hall, London.

WALTER, H. 1986. Vegetação e zonas climáticas. EPU, São Paulo.

WOODWARD, S.L. 2008. Introduction to biomes. Greenwood, Westport.

Recebido em 23/09/2010
Versão reformulada recebida em 09/11/2010
Publicado em 31/01/2011

Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006)

Aline Miguel[1], Beatriz Schwantes Marimon[1,2,3], Edmar Almeida de Oliveira[2],

Leandro Maracahipes[2] & Ben Hur Marimon-Junior[2]

[1] Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Av. Tancredo Neves, n. 1095, Bairro Cavalhada 2, CEP 78200-000, Cáceres, MT, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus de Nova Xavantina, CP 08, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil
[3]Autor para correspondência: Beatriz Schwantes Marimon, e-mail: biamarimon@hotmail.com

MIGUEL, A., MARIMON, B.S., OLIVEIRA, E.A., MARACAHIPES, L. & MARIMON-JUNIOR, B.H. **Woody community dynamics of a gallery forest in the transition Cerrado-Amazon Forest in Eastern Mato Grosso, over a seven year period (1999 to 2006)**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01111012011.

Abstract: The study was carried out on the gallery forest of the Bacaba stream (14º 43' 12.2" S and 52º 21' 36.7" W), in the transition between Cerrado and Amazon Forest in Nova Xavantina, Mato Grosso State, Brazil. The objective was to evaluate and compare the dynamics of the woody community at three sections of the forest (upper, middle and lower) in a topographic gradient over a seven year period. The inventory consisted of 141 permanent plots (10 × 10 m) distributed in the three sections where all individuals ≥ 15 cm girth at breast height were recorded in 1999 and 2006. Based in density and basal area, the Periodic Annual Increment (PAI) and dynamics parameters were calculated. In all forest sections the mortality was higher than recruitment. The lower section was the most dynamic, because presented the higher mortality (6.84%) and recruitment (4.73%) rates. The community was dynamic, probably due to its current intermediary successional stage and the different environmental conditions depending on the topography. The PAI values of the species in common with all sections confirm differences in increment, indicating that some have restrictions and others benefit to grow in certain environments. On the other hand, some species had similar PAI values in the three forest sections, confirming a plasticity to adapt to different environmental conditions. The species presented different recruitment, mortality and increment rates, related to the ecological groups and topographic position. We suggest that the topographic gradient and seasonal flooding contribute to include this community among the most dynamic tropical forests.
Keywords: *forest dynamics, riparian forest, increment, mortality, recruitment.*

MIGUEL, A., MARIMON, B.S., OLIVEIRA, E.A., MARACAHIPES, L. & MARIMON-JUNIOR, B.H. **Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006)**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01111012011.

Resumo: O estudo foi realizado na floresta de galeria do Córrego Bacaba (14º 43' 12,2" S e 52º 21' 36,7" W), na transição Cerrado-Floresta Amazônica em Nova Xavantina, Mato Grosso. O objetivo foi avaliar e comparar a dinâmica da comunidade lenhosa de três porções da floresta localizadas em um gradiente topográfico (alto, meio e baixo) em um período de sete anos. O inventário consistiu de 141 parcelas permanentes de 10 × 10 m distribuídas nas três porções da floresta, onde foram medidos os indivíduos com CAP ≥ 15 cm, em 1999 e 2006. Foram calculados os parâmetros de dinâmica e o incremento periódico anual (IPA), com base no número de indivíduos e na área basal. Nas três porções de floresta a mortalidade foi superior ao recrutamento. A porção do baixo foi a mais dinâmica, pois apresentou a maior taxa de mortalidade (6,84%) e o maior recrutamento (4,73%). A elevada dinâmica da floresta deve-se, provavelmente, ao estágio de sucessão intermediário no qual ela se encontra e às diferentes condições do ambiente conforme a topografia. Os valores do IPA de algumas espécies comuns às três porções de floresta permitiram confirmar que ocorrem diferenças no incremento de uma porção para outra, indicando que algumas espécies apresentam restrições e outras são beneficiadas para crescer em determinados ambientes. Por outro lado, algumas espécies apresentaram valores de IPA similares nas três porções da floresta, confirmando plasticidade às diferentes condições ambientais. As espécies estudadas apresentaram taxas distintas de recrutamento, mortalidade e incremento relacionadas aos grupos ecológicos e à localização topográfica. Sugere-se que o gradiente topográfico e a inundação sazonal contribuem para posicionar esta comunidade entre as florestas tropicais mais dinâmicas.
Palavras-chave: *dinâmica florestal, floresta ripária, incremento, mortalidade, recrutamento.*

Introdução

O Bioma Cerrado ocupa a porção Central do Brasil, conecta-se com quatro dos seis biomas brasileiros, incluindo a Mata Atlântica, a sudeste, e a Floresta Amazônica, ao norte e é composto de onze fitofisionomias, desde formações campestres mais abertas até formações florestais com dossel fechado, incluindo as florestas de galeria que margeiam os cursos d'água de menor porte (Ribeiro & Walter 1998).

As florestas do Brasil Central são consideradas inclusões das floras amazônica e atlântica no Bioma Cerrado (Eiten 1994), sendo que, no Estado de Mato Grosso as florestas de galeria apresentam contribuição da flora amazônica mais evidente que no restante do Bioma (Oliveira-Filho & Ratter 1995, Pinto & Oliveira-Filho 1999). Neste caso, na porção nordeste do estado, a ligação dos cursos d'água com a Bacia Amazônica pode explicar a elevada representatividade de espécies amazônicas nas fitofisionomias florestais da região (Ratter et al. 1973, Miguel & Marimon 2008, Marimon et al. 2002, 2003, 2006, 2010).

Além da flora complexa, as florestas ripárias do Cerrado apresentam características particulares em relação ao ambiente físico (e.g. solos e topografia) e às condições biológicas, sendo encraves florestais com importante função na proteção e manutenção dos mananciais hídricos do Bioma (Pinto & Oliveira-Filho 1999, Silva-Júnior 2005). Além disso, são bastante dinâmicas, com mudanças ocorrendo continuamente em níveis individuais e populacionais ao longo do tempo, mesmo sendo consideradas comunidades estáveis devido ao balanço entre recrutamento e mortalidade (Felfili 1995a).

Os ambientes das florestas de galeria estão associados com pequenos cursos d'água que compõem a rede de drenagem das bacias hidrográficas, exibem forte variação no nível do lençol freático ao longo do ano, em função da topografia, e ocorrem em depressões derivadas de superfícies de erosão recentes, como em sedimentos do Terciário, e outras muito mais antigas, como rochas Pré-Cambrianas (RadamBrasil 1982, Pinto 2002, Marimon et al. 2003). A história geomorfológica complexa contribui para a diversidade nas características topográficas, geológicas e edáficas dos córregos nestas superfícies, que influenciam na diversidade florística e nos parâmetros fitossociológicos das florestas de galeria, conforme a sua localização no relevo, como, na nascente ou proximidade da foz, na margem do curso d´água, no interior da floresta ou na região de contato com outras fitofisionomias (Schiavini 1997, Marimon et al. 2001, 2002, 2003, 2010), este último exercendo o chamado 'efeito de borda', incluindo a entrada ocasional de fogo.

Estas condições de grande variabilidade topográfica e hídrica, de efeito de borda e de alta complexidade florística e fitossociológica podem explicar porque as florestas de galeria normalmente apresentam uma dinâmica florístico-estrutural acentuada ao logo do tempo (Oliveira-Filho et al. 1997, Machado & Oliveira-Filho 2010). Entretanto, alguns estudos indicam que as florestas de galeria, apesar das flutuações nas taxas de mortalidade e recrutamento, tendem ao equilíbrio dinâmico (Felfili 1995a, b, Oliveira & Felfili 2005, Pinto & Hay 2005). Estes estudos buscam compreender, ainda, a estruturação de uma comunidade ou população em um determinado intervalo de tempo, contribuindo para predições sobre o crescimento e a produtividade florestal (Felfili 1995a, Felfili et al. 2000, Lopes & Schiavini 2007). Contudo, dado o reduzido número de trabalhos sobre dinâmica em florestas de galeria do Brasil Central, ainda existem lacunas a serem preenchidas em relação à ecologia destas florestas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar e comparar a dinâmica da comunidade lenhosa de três porções de floresta de galeria localizadas em um gradiente topográfico na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, região Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). Além disso, o estudo procurou avaliar se a dinâmica da floresta em questão possui padrão diferenciado em relação a outras tipologias florestais ripárias e se a porção de relevo mais plano e próxima da foz (baixo), cujo solo permanece alagado a maior parte do ano, apresenta maior dinâmica em relação às porções com relevo mais acidentado e mais próximas à nascente (alto e meio).

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso (Figura 1), em três porções (alto, meio e baixo) da floresta de galeria existente ao longo do Córrego Bacaba (14º43'12,2"S e 52º21'36,7"W), distantes cerca de 200 m entre si, em um gradiente topográfico. As três porções foram selecionadas por estarem dentro dos limites do parque, sendo a porção do alto localizada no limite sul e mais próxima da nascente do Córrego Bacaba, a porção do baixo no limite norte e mais próxima da foz e a porção do meio em uma posição intermediária, a montante de uma pequena barragem de captação da água (Figura 1). A floresta ocupa cerca de 8% dos quase 500 ha do parque, protege o sistema hídrico do córrego que abastece um bairro residencial do município, e em julho de 2001, foi parcialmente atingida por fogo originado em uma fazenda vizinha, em consequência da prática de renovação do pasto adotada pelos pecuaristas no período da seca.

A altitude média da área é de 346 m e o clima é do tipo *Aw* de Köppen, com precipitação anual entre 1.300 e 1.500 mm e temperatura média mensal de 25 ºC (Marimon et al. 2003, 2010). A porção do alto apresenta uma declividade média de 42%, com presença de afloramentos rochosos de quartzito e enchentes sazonais com drenagem rápida. O meio apresenta declividade de aproximadamente 32%, com afloramentos rochosos e lençol freático aflorando no período chuvoso. A porção do baixo apresenta reduzida declividade (cerca de 5%), drenagem deficiente e ausência de afloramentos rochosos (Marimon et al. 2001, 2002, 2003, 2010).

No ano de 1999 foram estabelecidas 141 parcelas permanentes de 10 × 10 m, 47 em cada porção da floresta, visando a caracterização florística e estrutural da vegetação (Marimon et al. 2001, 2002, 2003, 2010). As parcelas foram posicionadas sistematicamente em faixas perpendiculares ao córrego, cobrindo toda área florestada desde a margem até a borda, no contato com o cerrado stricto sensu.

No primeiro inventário (outubro-novembro de 1999), todas as árvores, arvoretas, palmeiras, lianas ou indivíduos mortos em pé com CAP (circunferência à altura do peito) ≥ 15 cm foram identificados e medidos a 1,3 m em relação ao solo e em seguida marcados com uma faixa de tinta amarela (esmalte sintético), de modo a garantir que as medições posteriores fossem efetuadas no mesmo local. No segundo inventário (outubro-novembro de 2006), todos os indivíduos amostrados em 1999 foram remedidos, juntamente com aqueles que atingiram a circunferência mínima de inclusão (recrutas). Foram efetuadas coletas botânicas de todas as espécies e o material testemunho (voucher) encontra-se depositado no Herbário NX da UNEMAT, Campus de Nova Xavantina. As espécies foram classificadas quanto aos grupos ecológicos (pioneira, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra) de acordo com as características apresentadas pelos indivíduos jovens e adultos e por meio de consultas às bibliografias especializadas (Swaine & Whitmore 1988, Oliveira-Filho et al. 1994, Pinto & Hay 2005, Marimon 2005).

Baseando-se no número de indivíduos amostrados em 1999 e em 2006, foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento, rotatividade (Sheil et al. 1995, 2000), meia-vida e o tempo de duplicação (Lieberman et al. 1985). A estabilidade e o tempo de substituição (turnover time) foram calculados de acordo com Korning & Balslev

(1994a, b). O incremento periódico anual (IPA) em diâmetro foi calculado a partir da diferença do DAP (diâmetro a 1,3 m em relação ao solo) no segundo e no primeiro inventário dividido pelo período estudado, em anos (Scolforo 1994, Encinas et al. 2005). Neste caso, tal como proposto por Encinas et al. (2005), o IPA expressa o crescimento anual pela média do crescimento em um determinado período de anos. A partir da área basal foram calculadas as taxas anuais médias de perda e ganho, cujas expressões exponenciais estão descritas em Guimarães et al. (2008), e a rotatividade (Oliveira-Filho et al. 1997). Os parâmetros de dinâmica foram calculados para cada parcela e foram efetuadas comparações pela análise de variância não-paramétrica de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1995) entre cada porção de floresta. Também foram calculados os parâmetros de dinâmica das principais espécies em VI (valor de importância) em 2006 (Marimon et al. 2002, Miguel & Marimon 2008). A diferença entre o número de recrutas e mortos em cada porção de floresta foi verificada por comparações entre contagens de Poisson (Zar 1999).

Resultados

A mortalidade foi superior ao recrutamento nas porções do meio ($Z = 2{,}592$, $p < 0{,}01$) e do baixo ($Z = 4{,}423$, $p < 0{,}001$), mas não diferiram na porção do alto ($Z = 0{,}602$, $p > 0{,}5$), sendo esta a porção que apresentou o menor desbalanceamento entre estes dois parâmetros. Na porção do baixo foi registrada a maior taxa de mortalidade e também a maior taxa de recrutamento, com valores cerca de duas vezes superiores aos do alto e do meio (Tabela 1). Como consequência das elevadas taxas de mortalidade e recrutamento, a porção do baixo apresentou também os menores valores de tempo de meia vida e de duplicação, assim como os menores valores do tempo de substituição e estabilidade e a maior taxa de rotatividade, caracterizando-se como a porção mais dinâmica da floresta estudada (Tabela 1). Na porção do alto, 55% das espécies registradas entre 1999 e 2006 apresentaram mortalidade, recrutamento ou ambos, no meio foram 69% e no baixo 70% das espécies.

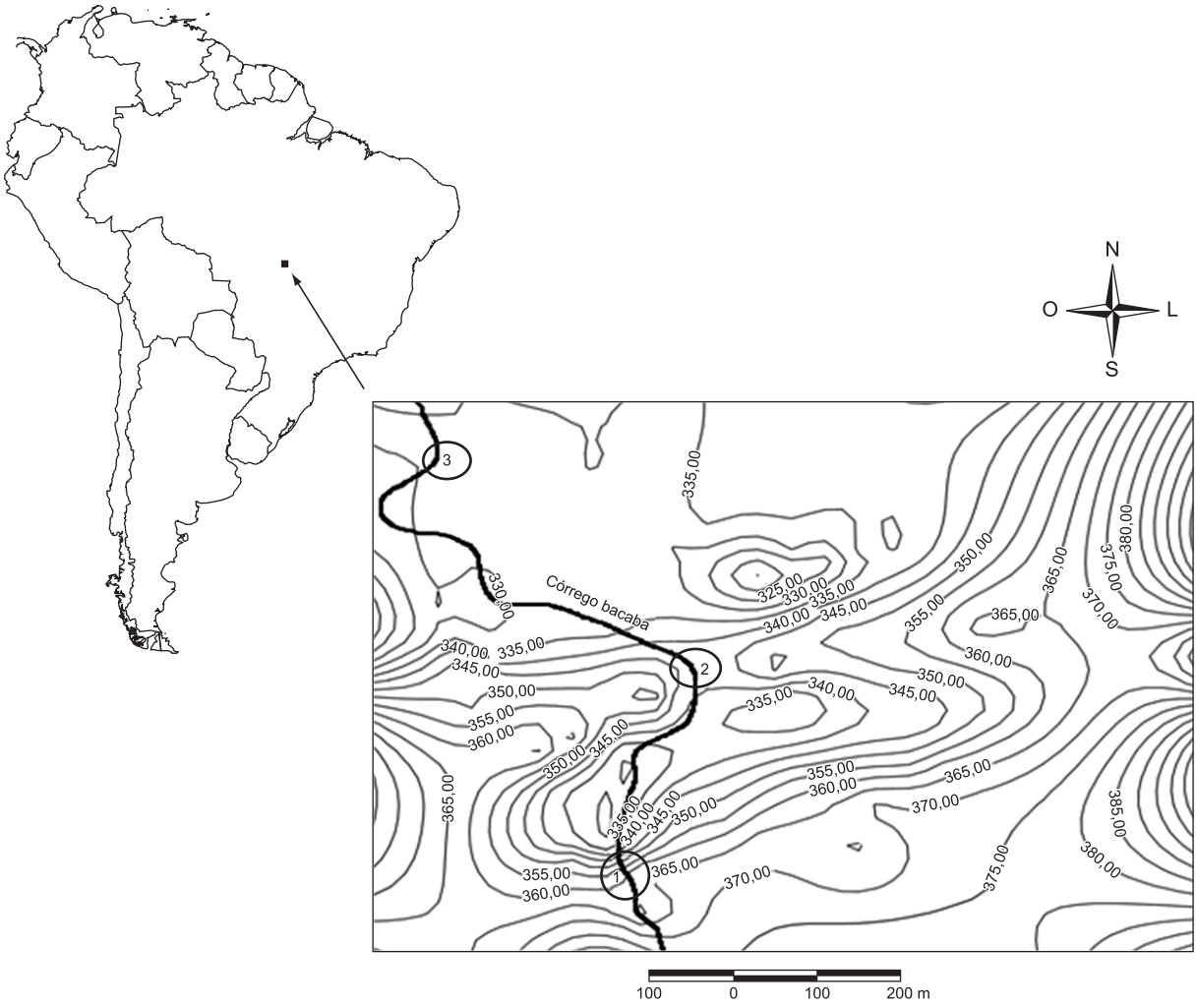

Figura 1. Localização da área de estudo na floresta de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Porções do alto (1), meio (2) e baixo (3). As linhas indicam as curvas de nível do terreno e suas respectivas cotas de altitude (m).

Figure 1. Location of the study site at the Bacaba Stream gallery forest, Nova Xavantina, Mato Grosso State, Brazil. Upper (1), middle (2) and lower (3) sections. The lines indicate the contours of the land and their respective elevation (m).

Foram registradas diferenças entre os grupos ecológicos amostrados nas porções de floresta, tanto em relação ao número de espécies quanto ao número de indivíduos mortos e recrutados (Tabela 2). De modo geral, as espécies clímax exigentes de luz apresentaram a maior porcentagem de espécies e indivíduos mortos e recrutas (Tabela 2). Comparando-se cada grupo ecológico entre as porções da floresta, observou-se que apenas os indivíduos clímax tolerantes à sombra apresentaram percentual de mortalidade superior ao recrutamento (Alto: $Z = 1,986$, $p < 0,05$; Meio: $Z = 2,179$, $p < 0,01$; Baixo: $Z = 3,111$, $p < 0,001$).

Considerando-se todas as espécies e indivíduos no período de sete anos (1999 a 2006), o Incremento Periódico Anual (IPA) da comunidade lenhosa em cada porção da floresta variou de 0,20 a 0,35 cm ano^{-1} e o maior valor foi registrado para o baixo (Tabela 1). Dentre as espécies avaliadas na floresta do Bacaba, 53% apresentaram o IPA acima do valor médio da comunidade na porção do alto, 40% na do meio e 50% na do baixo. A variação entre os valores de IPA nas três porções da floresta estudada foi elevada, sendo todos os coeficientes de variação superiores a 100% (Tabela 1).

Quando analisamos os parâmetros de dinâmica das espécies de maior VI (valor de importância) para cada porção da floresta estudada, *Astrocaryum vulgare* (alto) se destacou entre as de maior taxa de mortalidade e *Aspidosperma subincanum* (meio) e *Virola urbaniana* (baixo) apresentaram elevada taxa de recrutamento (Tabela 3).

Tabela 1. Parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa em três porções (alto, meio e baixo) da floresta de galeria do Córrego Bacaba entre 1999 e 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso. Sendo: AB = área basal (m^2.ha^{-1}) e H = teste de Kruskal-Wallis.*$p < 0,05$ e ***$p < 0,001$.

Table 1. Dynamics parameters of the woody community in three sections (upper, middle and lower) of the gallery forest of the Bacaba stream between 1999 and 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso State. AB = basal area (m^2.ha^{-1}) and H = Kruskal-Wallis test,*$p < 0.05$ and ***$p < 0,001$.

Parâmetros	Alto	Meio	Baixo	H
Taxa de mortalidade (% ano^{-1})	2,38^b	3,72^b	6,84^a	30,48***
Taxa de recrutamento (% ano^{-1})	1,92^b	2,66^b	4,73^a	14,08***
Taxa anual de ganho (% ano^{-1})	3,36^b	3,71^b	6,73^a	20,19***
Taxa anual de perda (% ano^{-1})	1,97^b	2,90^b	4,63^a	20,06***
Tempo de meia vida (anos)	29,12^a	18,63^a	10,13^b	22,86***
Tempo de duplicação (anos)	36,10^a	26,06^a	14,65^b	6,49*
Taxa de rotatividade (indivíduos, % ano^{-1})	2,15^b	3,19^b	5,78^a	34,10***
Taxa de rotatividade (AB, % ano^{-1})	2,66^b	3,30^b	5,68^a	23,81***
Tempo de substituição (anos)	32,61	22,34	12,39	-
Estabilidade (anos)	6,98	7,43	4,52	-
Área Basal de incremento (m^2.ha^{-1})	1,7100	1,5314	2,2818	-
Área Basal de decremento (m^2.ha^{-1})	0,3565	0,1475	0,3545	-
Área Basal de recrutas (m^2.ha^{-1})	0,2541	0,2246	1,8087	-
Incremento periódico anual (IPA, cm)	0,20^b	0,25^b	0,35^a	42,51***
Coeficiente de variação (IPA)	1,44	1,02	1,10	-

Dentre as espécies que tiveram o IPA avaliado (Tabela 4), apenas *Mabea pohliana*, *Himatanthus bracteatus* e *Cordia sellowiana* apresentaram valores acima da média de incremento em todas as porções onde ocorreram. Seis espécies apresentaram valores acima da média em duas porções da floresta avaliada e quatro em apenas uma porção (alto: *Tetragastris altissima, Licania apetala* e *Ephedranthus parviflorus* e baixo: *Ormosia excelsa*). As espécies comuns às três porções de floresta e que apresentaram incrementos acima da média das comunidades em pelo menos duas porções caracterizam-se como espécies de dossel, sendo algumas pioneiras. O maior valor absoluto de IPA foi registrado para *Tachigali vulgaris* L.G. Silva & H.C. Lima (2,05 cm ano^{-1}), uma espécie pioneira.

Discussão

Os valores da taxa anual de mortalidade nas três porções da floresta estudada, em geral, foram superiores aos valores registrados por Felfili (1995a), van den Berg (2001), Pinto (2002), Lopes & Schiavini (2007), Oliveira & Felfili (2008) e Machado & Oliveira-Filho (2010). De acordo com Felfili (1995a), valores de taxa de mortalidade próximos a 3,5% ano^{-1} seriam típicos de áreas que sofreram distúrbios. Este aspecto confirma o padrão dinâmico da comunidade estudada e pode estar relacionado ao fogo que atingiu a floresta em 2001, sendo esta uma hipótese a ser testada. Segundo Lopes & Schiavini (2007), taxas menores de mortalidade são características de florestas mais estáveis, sem grandes distúrbios e auto-mantenedoras, com populações numericamente constantes em um equilíbrio dinâmico, o que não implica em imobilidade ou incapacidade de mudar ao longo do tempo.

Em comparação com outras florestas de galeria do Brasil Central (Oliveira & Felfili 2008) as taxas de mortalidade e recrutamento da floresta do Bacaba foram elevadas. Neste caso, tal como observado pelas referidas autoras, os valores elevados de mortalidade e recrutamento levam a uma elevada rotatividade, o que é esperado em ambientes sob intenso efeito de borda e grande variação topográfica, como é o caso da vegetação na área do presente estudo, uma estreita faixa de floresta tropical localizada em uma área de relevo acidentado e circundada por formações savânicas (Miguel & Marimon 2008, Marimon et al. 2003, 2010).

Apesar de muito próximas geograficamente, as porções estudadas apresentaram diferenças em relação à estrutura (Marimon et al. 2002, 2003) e aos padrões de dinâmica da comunidade lenhosa. Neste caso, a heterogeneidade ambiental (alto = elevada declividade e afloramentos rochosos e baixo = relevo plano, sem rochas e com afloramento do lençol freático) e as perturbações antrópicas (fogo) podem ter contribuído para evidenciar as diferenças registradas, semelhante ao que foi registrado por Machado & Oliveira-Filho (2010) em uma floresta semidecídua de Minas Gerais e por Lopes & Schiavini (2007), que estudaram uma floresta de galeria em Minas Gerais e também registraram diferentes parâmetros de dinâmica para comunidades localizadas em áreas próximas.

Embora os valores da taxa de mortalidade tenham sidos elevados nas três porções estudadas, o incremento em área basal sugere que esta floresta encontra-se em um período intermediário de sucessão, onde estaria diminuindo a densidade e aumentando a área basal total (Miguel & Marimon 2008) em um padrão de auto-desbaste, tal como foi observado por Felfili (1995a) e Werneck et al. (2000). Em uma floresta de galeria no Distrito Federal Oliveira & Felfili (2005) registraram elevada redução da densidade total e aumento da área basal devido a um maior sombreamento da área, inibindo o crescimento de espécies heliófilas e conduzindo a comunidade a um estágio de sucessão mais climácico.

Tabela 2. Número de espécies e indivíduos da comunidade lenhosa que apresentaram mortalidade (Mort.) e recrutamento (Recr.) em três porções (alto, meio e baixo) da floresta de galeria do Córrego Bacaba entre 1999 e 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso. Sendo: Clímax luz = espécies clímax exigentes de luz e Clímax sombra = espécies clímax tolerantes à sombra, χ^2 = teste de qui-quadrado, *$P < 0,05$, **$P < 0,01$, ***$P < 0,001$ e ^{ns} não significativo. Valores percentuais entre parênteses.

Table 2. Number of species and individuals of the woody community with mortality (Mort.) and recruitment (Recr.) in three sections (upper, middle and lower) of the gallery forest of the Bacaba stream between 1999 and 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso State. Clímax luz = light demanding climax species and Clímax sombra = Shade-tolerant climax species, χ^2 = chi-square test, *$P < 0.05$, **$P < 0.01$, ***$P < 0.001$ and ^{ns} not significant. % between parentheses.

Grupo Ecológico	Alto		Meio		Baixo	
	Mort.	Recr.	Mort.	Recr.	Mort.	Recr.
Espécies						
Pioneiras	8 (27,4)	4 (14,3)	8 (17,4)	6 (18,2)	8 (16,7)	11 (28,2)
Clímax luz	11 (37,8)	15 (53,6)	23 (50,0)	17 (51,5)	29 (60,4)	21 (53,8)
Clímax sombra	10 (34,8)	9 (32,1)	14 (32,6)	10 (30,3)	11 (22,9)	7 (18,0)
χ^2	0,483^{ns}	6,502*	7,603*	5,836*	16,126***	8,001*
Indivíduos						
Pioneiras	16 (24,6)	14 (25,4)	15 (15,3)	13 (19,4)	89 (42,3)	58 (40,0)
Clímax luz	23 (35,4)	24 (43,6)	44 (44,9)	32 (47,8)	85 (40,4)	73 (50,3)
Clímax sombra	26 (40,0)	17 (31,0)	39 (39,8)	22 (32,8)	36 (17,3)	14 (9,7)
χ^2	2,433^{ns}	2,874^{ns}	14,714***	8,101*	24,887***	38,923***

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica das espécies com maior VI (Falor de Importância) em três porções (alto, meio e baixo) da floresta de galeria do Córrego Bacaba entre 1999 e 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso. Sendo: m = taxa de mortalidade (% ano^{-1}), r = taxa de recrutamento (% ano^{-1}), $t_{1/2}$ = tempo de meia vida (anos), t_2 = tempo de duplicação (anos), TRo = taxa de rotatividade (indiv., % ano^{-1}), TRoAB = taxa de rotatividade (área basal, % ano^{-1}), Sub. = tempo de substituição (anos), Est. = estabilidade (anos), ABin = área basal de incremento (m^2.ha^{-1}), Abd = área basal de decremento (m^2 ha^{-1}) e Abr = área basal de recrutas (m^2.ha^{-1}).

Table 3. Dynamics parameters of species with higher VI (importance value) in three sections (upper, middle and lower) of the gallery forest of the Bacaba stream between 1999 and 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso State. Being: m = mortality rate (% year^{-1}), r = recruitment rate (% year^{-1}), $t_{1/2}$ = half life time (years), t_2 = doubling time (years), TRo = turnover rate (indiv., % year^{-1}), TRoAB = turnover rate (basal area, % year^{-1}), Sub. = time of replacement (years), Est. = stability (years), ABin = increment basal area (m^2 ha^{-1}), Abd = decrement basal area (m^2.ha^{-1}) e Abr = recruits basal area (m^2.ha^{-1}).

Espécies	m	r	$t_{1/2}$	t_2	TRo	TRoAB	Sub.	Est.	ABin	Abd	Abr
Alto											
Astrocaryum vulgare Mart.	21,48	2,63	27,94	26,35	2,55	12,64	27,14	1,59	0,0779	0,2153	0,0750
Diospyros guianensis (Aubl.) Gürke	2,27	1,66	30,53	41,75	1,96	10,95	36,14	11,22	0,1256	0,0151	0,0118
Calophyllum brasiliense Cambess.	0	0	-	-	0	11,92	-	-	0,1254	0,0008	0
Mabea pohliana (Benth.) Müll. Arg.	1,49	2,82	46,51	24,57	2,15	8,84	35,54	21,94	0,0540	0	0,0133
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	2,42	1,66	28,64	41,75	2,04	9,66	35,19	13,11	0,0665	0,0349	0,0075
Licania blackii Prance	0,98	1,88	70,72	36,86	1,42	8,81	48,38	44,67	0,8582	0	0,0071
Oenocarpus distichus Mart.	0	2,02	0	34,31	1,01	11,92	34,31	34,31	0,2782	0,0002	0,0185
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart.	4,69	0	14,77	-	2,34	13,25	7,38	14,77	0,0474	0,0002	0
Meio											
Aspidosperma subincanum Mart.	1,49	4,89	46,51	14,17	3,19	8,59	30,34	32,34	0,0691	0	0,0235
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart.	2,07	2,97	33,48	23,33	2,52	12,51	28,4	10,15	0,0475	0	0,0086
Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F. Macbr.	0	0	-	-	0	15,35	0	0	0,0584	0,0018	0
Pouteria gardneri (Mart. & Miq.) Baehni	1,05	1,13	66,01	61,34	1,09	10,97	63,67	4,67	0,0366	0	0,0018
Ephedranthus parviflorus S. Moore	3,13	2,07	22,14	33,48	2,6	8,31	27,81	11,34	0,0442	0,0055	0,0113
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	1,49	1,49	46,51	46,51	1,49	9,75	46,51	0	0,0303	0	0,0046
Luehea candicans Mart. & Zucc.	3,75	2,02	18,48	34,31	2,88	5,9	26,39	15,83	0,0218	0,0187	0,0036
Baixo											
Mauritia flexuosa L. f.	1,84	3,44	37,67	20,14	2,64	9,24	28,90	17,53	0,0604	0,0660	1,1446
Astrocaryum vulgare Mart.	1,13	5,05	61,34	13,72	3,09	8,52	37,53	47,62	0,1021	0,1058	0,1499
Virola urbaniana Warb.	10,08	10,08	6,87	6,87	10,08	2,98	6,87	0	0,1524	0	0,0814
Physocalymma scaberrimum Pohl.	0	1,05	-	66,01	0,52	10,55	33,00	66,01	0,0832	0,0031	0,0045
Himatanthus bracteatus (A.DC.) Woodson	0,73	5,86	94,95	11,82	3,29	3,73	53,38	83,13	0,1831	0,0002	0,0451
Tapirira guianensis Aubl.	13,82	6,02	5,01	11,51	9,92	5,31	8,26	6,5	0,2579	0,0183	0,0367
Mabea pohliana (Benth.) Müll. Arg.	2,97	5,88	23,33	11,78	4,42	4,83	17,55	11,55	0,0673	0,0010	0,0362
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	5,07	1,29	13,67	53,73	3,18	3,83	33,7	40,06	0,1942	0,0012	0,0065
Aspidosperma subincanum Mart.	0	0,76	-	91,20	0,38	5,49	45,6	91,20	0,1296	0	0,0021
Ormosia excelsa Benth.	0	0,98	-	70,72	0,49	8,35	35,36	70,72	0,0956	0,0025	0,0051

Tabela 4. Incremento periódico anual de diâmetro (IPA, cm ano^{-1}) e coeficiente de variação (CV, %) por espécie em três porções (alto, meio e baixo) da floresta de galeria do Córrego Bacaba, entre 1999 e 2006, Nova Xavantina-MT. CV calculado para as espécies representadas por no mínimo 10 indivíduos.

Table 4. Periodic annual increment of diameter (IPA, cm year^{-1}) and coefficient of variation (CV, %) per species in three sections (upper, middle and lower) of the gallery forest of the Bacaba stream between 1999 and 2006, Nova Xavantina, Mato Grosso State. CV calculated for species represented by at least 10 individuals.

Espécies	Alto		Meio		Baixo	
	IPA	CV	IPA	CV	IPA	CV
Mabea pohliana (Benth.) Müll. Arg.	0,23	1,00	0,35	0,78	0,36	0,74
Aspidosperma subincanum Mart.	0,15	1,66	0,26	0,63	0,52	0,38
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	0,23	0,92	0,16	0,87	0,36	-
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart.	0,21	0,93	0,20	0,82	0,24	-
Ephedranthus parviflorus S. Moore	0,21	0,42	0,21	0,66	-	-
Himatanthus bracteatus (Aubl.) Swart.	0,24	0,77	0,30	-	0,63	0,54
Licania apetala (E. Mey) Fritsch	0,41	0,65	0,23	-	0,22	-
Licania blackii Prance	0,34	0,77	0,30	-	0,21	-
Calophyllum brasiliense Cambess.	0,30	0,84	0,43	-	0,15	-
Diospyros guianensis (Aubl.) Gürke	0,18	0,86	0,20	-	-	-
Luehea candicans Mart. & Zucc.	0,16	-	0,19	1,00	0,15	-
Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F. Macbr.	0,20	-	0,20	0,94	0,25	-
Unonopsis lindmanii R. E. Fr.	-	-	0,25	0,66	-	-
Pouteria gardneri (Mart. & Miq.) Baehni	0,22	-	0,20	0,64	0,50	-
Cordia sellowiana Cham.	0,21	-	-	-	0,62	0,58
Virola urbaniana Warb.	0,02	-	0,72	-	0,62	0,72
Ormosia excelsa Benth.	-	-	-	-	0,38	0,75

A maior taxa de mortalidade em relação ao recrutamento, assim como a taxa de ganho em área basal superior à perda, registradas no presente estudo, podem representar um quadro de instabilidade, com acúmulo de biomassa em pé e declínio da densidade de árvores, associado a uma fase de construção intermediária a tardia do ciclo-silvigenético pós-distúrbio (Chagas et al. 2001, Oliveira-Filho et al. 2007, Machado & Oliveira-Filho 2010). Lopes & Schiavini (2007) afirmam que clima, geologia, incidência luminosa e distúrbios naturais favorecem mudanças, uma vez que as alterações que provocam a saída também podem favorecer a entrada de espécies mais adaptadas às condições ambientais da comunidade. Estudos em longo prazo são essenciais, inclusive para avaliar se as alterações na comunidade estão relacionadas a mudanças globais (climáticas, antrópicas, aumento nos níveis atmosféricos de CO_2, radiação solar, etc.) visto que diversos estudos têm demonstrado o aumento na biomassa e produtividade primária de florestas da região amazônica nas últimas décadas (Nemani et al. 2003, Laurance et al. 2004, Arias et al. 2010).

O alto foi a porção que apresentou o menor percentual de espécies para as quais foram registradas mortalidade, recrutamento ou ambos, sendo esta caracterizada como a porção mais estável da floresta. Felfili (1995b) observou que 86% de todas as espécies de uma floresta de galeria sofreram mortalidade, recrutamento ou ambos em um período de seis anos, conferindo um caráter de elevada dinâmica àquela vegetação. Por outro lado, em florestas mais estáveis e que sofrem menos perturbações, as espécies de maior abundância apresentam poucas mudanças na densidade (Felfili et al. 2000, Appolinário et al. 2005).

O tempo de meia vida e de duplicação e a taxa de rotatividade e estabilidade nas três porções da floresta estudada também confirmam o padrão dinâmico em comparação com outras florestas no Bioma Cerrado (Pinto 2002, Appolinário et al. 2005, Paiva et al. 2007, Oliveira & Felfili 2008). No presente estudo, a maior dinâmica foi registrada para a porção do baixo em função das altas taxas de entrada e saída (recrutamento e mortalidade). De acordo com Korning & Balslev (1994b), a dinâmica de uma comunidade pode ser expressa pelo tempo de substituição e pela taxa de rotatividade, que sintetizam as mudanças na floresta (recrutamento ou acréscimo e mortalidade ou decréscimo). Neste caso, assim como a taxa de rotatividade, a elevada mortalidade também pode estar associada ao fogo e ao maior período de encharcamento do solo na porção do baixo (Marimon et al. 2003, Miguel & Marimon 2008) e o elevado recrutamento pode ter sido favorecido pela entrada de luz difusa no local, fato confirmado pela elevada ocorrência de recrutas de espécies heliófilas nesta porção. Padrão similar em florestas de galeria também foi registrado por van den Berg (2001) e Pinto (2002). No caso da floresta do Bacaba o fogo pode ter sido responsável pela exclusão de algumas espécies sensíveis e pela redução no número de indivíduos (Felfili et al. 2000, Aquino et al. 2007) e o encharcamento sazonal pressupõem adaptações fisiológicas particulares das espécies para competir em ambientes extremos (Scarano et al. 1997). Entretanto, estudos adicionais são necessários para confirmar este padrão na floresta estudada.

Apenas as espécies clímax tolerantes à sombra apresentaram mortalidade superior ao recrutamento em todas as porções da floresta estudada, indicando que a estrutura da comunidade sofrerá mudanças com o passar dos anos. Este fato difere do que foi registrado por Felfili (1995b) e Chagas et al. (2001), onde este grupo apresentou maior recrutamento em relação à mortalidade. Em um padrão similar ao registrado na floresta do presente estudo, Vaccaro (2002), trabalhando em uma floresta estacional, registrou maior taxa de mortalidade nas espécies secundárias tardias. No caso da floresta do Bacaba, é possível que a abertura do dossel, permitindo maior entrada de luz, tenha promovido neste grupo sucessional de espécies um aumento na mortalidade em relação ao recrutamento. Desta forma a elevada dinâmica da floresta do Bacaba, evidenciada pelos elevados valores de mudanças, pode ser também devido ao estágio de sucessão intermediário no qual ela se encontra.

Em uma floresta de vale em Mato Grosso, investigada por Pinto (2002), os valores da área basal do incremento (0,09 a 0,4 m^2 ha^{-1}) e dos recrutas (0,028 a 0,14 m^2 ha^{-1}) foram inferiores aos da floresta de galeria do Bacaba. Como a floresta estudada pelo referido autor localiza-se em uma depressão (escarpa) de aproximadamente 70 m em relação às áreas adjacentes, as espécies que ocorrem nesta situação estão sujeitas a uma condição ambiental mais extrema (acentuado gradiente topográfico), quando comparadas à floresta do presente estudo, fato este que pode reduzir o incremento e limitar o recrutamento de muitas espécies.

Astrocaryum vulgare se destacou entre as espécies de maior taxa de mortalidade na porção do alto e, como ela é uma espécie pioneira (Miguel & Marimon 2008), a redução na densidade desta população pode indicar que a comunidade está em fase de recuperação pós-distúrbio, tal como discutido anteriormente. *Aspidosperma subincanum* (meio), classificada por Miguel & Marimon (2008) como clímax tolerante à sombra e *Virola urbaniana* (baixo), como clímax exigente de luz, apresentaram elevada taxa de recrutamento, indicando que espécies de diferentes grupos ecológicos estão progredindo no estágio sucessional, provavelmente em função das características ambientais de cada porção de floresta. Considerando-se as três porções, *Tapirira guianensis* esteve entre as espécies mais dinâmicas na floresta estudada. Em uma floresta de galeria em Minas Gerais, Lopes & Schiavini (2007) também registraram esta espécie entre as de maior mortalidade e recrutamento.

Na floresta do Bacaba, algumas espécies apresentaram parâmetros de dinâmica similares em diferentes porções da floresta, destacando-se *Aspidosperma subincanum* (meio e baixo) e *Mabea pohliana* (alto e baixo), evidenciando a maior plasticidade ambiental das mesmas. Outras, como *Astrocaryum vulgare* e *Tetragastris altissima*, apresentaram maior mortalidade em uma porção e maior recrutamento em outra. Neste caso, confirma-se o que também foi observado por Pinto (2002), de que os parâmetros de dinâmica das populações podem ser extremamente heterogêneos, sugerindo que o processo de dinâmica é multidirecional. Além disso, Felfili (1997) e van den Berg (2001) observaram que a dinâmica das populações apresenta variações em áreas submetidas a diferentes regimes de distúrbio ou diferentes condições ambientais, como é o caso das três porções de floresta aqui avaliadas. Lieberman (1996) observou que a variação na dinâmica das populações é uma característica intrínseca das espécies tropicais e pode ser um dos mecanismos responsáveis pela coexistência de várias espécies, tal como ocorre na floresta estudada.

Os valores do Incremento Periódico Anual (IPA) da comunidade lenhosa em cada porção da floresta estudada foram próximos e até superiores aos registrados por Oliveira & Felfili (2008) para uma floresta de galeria no Brasil Central (0,21-0,26 cm ano^{-1}) e por Pinto (2002), em uma floresta de vale em Mato Grosso (0,21 cm ano^{-1}). Silva et al. (2002) avaliaram 272 árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia central e encontraram incremento médio de 0,16 cm ano^{-1} e Barreto & Uhl (1993) estudaram uma floresta no Pará, registrando valores entre 0,2 e 0,6 cm ano^{-1}.

Os elevados valores de IPA no presente estudo estão de acordo com o que foi observado por Oliveira & Felfili (2008), que relacionam as taxas mais elevadas deste parâmetro aos ambientes mais perturbados e com predomínio de espécies pioneiras, as quais apresentam estratégia de crescimento acelerado (Hartshorn 1990) e são adaptadas a condições mais abertas e sob efeito de borda, como normalmente ocorre nas florestas de galeria. De acordo com as referidas autoras, taxas próximas a 0,20 cm ano^{-1}, como foi o caso das porções do alto e do meio na floresta do Bacaba, estariam associadas a florestas tropicais não perturbadas, sendo que taxas superiores a 0,3 cm ano^{-1} seriam típicas de ambientes mais perturbados, como foi o caso da porção do baixo.

Analisando o IPA das espécies de maior VI, destaca-se *Aspidosperma subincanum*, que apresentou diferença de até 250% no incremento entre uma porção da floresta para outra, fato que pode indicar restrições de crescimento desta espécie em determinados ambientes e favorecimento em outros. Por outro lado, algumas espécies como *Mabea pohliana*, *Tetragastris altissima* e *Ephedranthus parviflorus*, apresentaram valores de IPA similares em todas as porções onde ocorreram, sugerindo certa plasticidade para se adaptar às variações ambientais. Todas as espécies comuns às três porções de floresta e que apresentaram incrementos acima da média das comunidades em pelo menos duas porções caracterizam-se como espécies de dossel, sendo algumas pioneiras. Felfili (1995a) observou que as espécies que exigem luz e ocupam o dossel superior apresentam taxa de incremento maior e Oliveira & Felfili (2008) observaram que o rápido crescimento de espécies pioneiras permite a este grupo apresentar uma vantagem competitiva em relação às de estágio secundário de sucessão.

O maior valor absoluto de IPA foi registrado para *Tachigali vulgaris*, que apresenta elevado crescimento sob condições de maior luminosidade (Felfili et al. 2000, Miguel & Marimon 2008). Felfili & Silva-Júnior (1998) observaram que frequentemente são encontrados, para esta espécie, indivíduos de grande porte e mortos em pé. Assim, estes indivíduos, após a queda, promovem a abertura de novas clareiras, mantendo a possibilidade de regeneração e crescimento da espécie em um tipo de círculo virtuoso de auto-favorecimento. Além disso, esta espécie possui também um grande potencial para recuperação de áreas degradadas e reflorestamento, pois apresenta rápido crescimento, elevada desrama e acentuada queda foliar, o que possibilita rápida formação de serapilheira (Alvino et al. 2007), condição fundamental para a recuperação da fertilidade do solo.

As taxas de incremento registradas para as espécies da floresta estudada também foram bastante variáveis, apresentando diferenças entre indivíduos e espécies. Elevado coeficiente de variação nos incrementos das espécies lenhosas é uma característica frequentemente encontrada em florestas tropicais, como consequência da elevada heterogeneidade genética e ambiental típica destes ambientes (Felfili 1995a, Hubbell et al. 1999). Neste caso, a variação dos incrementos entre os indivíduos de uma mesma espécie pode indicar um potencial de reação às mudanças ambientais (Marimon 2005), onde espécies com elevada plasticidade ambiental tendem a apresentar elevados coeficientes de variação para o incremento, tal como foi o caso de *Aspidosperma subincanum* no presente estudo. Por outro lado, a competição intraespecífica e a exigência por luz (competição por interferência) estariam entre as principais causas da variabilidade em florestas de galeria, sugerindo que os indivíduos que precisam de luz para crescer podem permanecer com o incremento igual ou próximo de zero até que ocorra a abertura de uma clareira (Felfili 1995a, b), como pode ser o caso de *Virola urbaniana* na porção do alto.

Tal como registrado no presente estudo, *Protium heptaphyllum* também apresentou valores de incremento superiores à média da comunidade em uma floresta de galeria no Distrito Federal (Oliveira & Felfili 2008). As referidas autoras observaram que esta espécie, não pioneira e tolerante à sombra, cresce rapidamente sob condições naturais. *Licania apetala*, que apresentou incremento abaixo da média da comunidade em duas porções avaliadas no presente estudo, também apresentou incrementos abaixo da média na floresta estudada por Oliveira & Felfili (2008). Estes aspectos confirmam que muitas espécies podem apresentar padrões de crescimento similares, independentemente de sua distribuição geográfica no Bioma Cerrado.

As diferenças registradas na dinâmica da floresta de galeria do Bacaba nos levam a destacar a variabilidade em que os processos de dinâmica operam dentro de uma mesma comunidade e o grau

de heterogeneidade espacial que estes processos produzem ao longo do tempo (Pinto 2002, Lopes & Schiavini 2007). Assim, para compreender plenamente a dinâmica da vegetação em comunidades que apresentam elevadas variações internas, como foi o caso das três porções geograficamente próximas da floresta do Córrego Bacaba, são necessárias seguidas remedições e também a investigação de particularidades dos microsítios analisados, como fatores microclimáticos, edáficos e hídricos derivados das diferentes condições topográficas em cada porção da floresta (Marimon et al. 2003).

Os resultados do presente estudo indicam uma aplicação prática na recomendação de espécies que podem ser utilizadas em iniciativas de recomposição de florestas de galeria degradadas na região e, em longo prazo, modelar o comportamento das espécies em relação a prováveis mudanças climáticas. Neste caso, a seleção de espécies pioneiras ou exigentes de luz que apresentam simultaneamente reduzida taxa de mortalidade e elevadas taxas de recrutamento e incremento pode ser uma alternativa para o plantio em áreas em estágios iniciais de sucessão. Da mesma forma, espécies tolerantes à sombra com reduzida mortalidade e elevado potencial de recrutamento e incremento podem ser utilizadas para o plantio em etapas posteriores.

Concluímos que a comunidade estudada é um exemplo de floresta tropical altamente dinâmica, provavelmente devido ao estresse sofrido em função das diferentes condições ambientais ao longo do gradiente topográfico e ao afloramento do lençol freático, que causa o encharcamento sazonal do solo e pode estar determinando a condição de maior dinâmica na porção do baixo. As espécies das três porções de floresta apresentaram distintas taxas de recrutamento, mortalidade e incremento, que podem estar relacionadas aos grupos ecológicos, ao posicionamento no dossel e às condições ambientais de cada porção da floresta.

Agradecimentos

À CAPES pela bolsa concedida à primeira autora e à FAPEMAT (Projeto: Tecnologia de bases ecológicas para a recomposição, uso sustentável de florestas de galeria e proteção de recursos hídricos, Proc. Nº0738/2006) pelo auxílio financeiro.

Referências Bibliográficas

ALVINO, F.O., SILVA NETO, P.A., MUNIZ, A.L.V. & RIBEIRO M.S. 2007. Armazenamento e germinação de sementes de *Sclerolobium paniculatum* Vogel (Leguminosae-Caesalpinioideae). R. Bras. Bioci. 5(2):726-728.

APPOLINÁRIO, V., OLIVEIRA-FILHO, A.T. & GUILHERME, F.A.G. 2005. Tree population and community in a Brazilian tropical semideciduous forest. Rev. Bras. Bot. 28(2):347-360.

AQUINO, F.G., WALTER, B.M.T. & RIBEIRO, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of cerrado *stricto sensu* over seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(1):113-121.

ARIAS, P.A., FU, R., HOYOS, C.D., LI, W. & ZHOU, L. 2010. Changes in cloudiness over the Amazon rainforests during last two decades: diagnostic and potential causes. Clim. Dyn. Online First™. DOI 10.1007/s00382-010-0903-2.

BARRETO, P. & UHL, C.O. 1993. O potencial de produção sustentável da madeira em Paragominas-Pará na Amazônia Oriental. Considerações ecológicas e econômicas. In I Congresso Florestal Pan-Americano e VII Congresso Florestal Brasileiro (SBS/SBEF, orgs.). SBS, Curitiba, p.387-392.

CHAGAS, R.K., OLIVEIRA-FILHO, A.T., VAN DEN BERG, E. & SCOLFORO, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. Rev. Árvore 25(1):39-57.

EITEN, G. 1994. Vegetação do cerrado. In Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas (M.N. Pinto, org.). Editora UnB, Brasília, p.17-73.

ENCINAS, J.I., SILVA, G.F. & PINTO, J.R.R. 2005. Idade e crescimento das árvores. EdUnB, Brasília, DF., v. 7. Comunicações Técnicas Florestais.

FELFILI, J.M. 1995a. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). J. Trop. Ecol. 11:67-83.

FELFILI, J.M. 1995b. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. Vegetatio 117:1-15.

FELFILI, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in Central Brazil. Forest Ecol. Manag. 91:235-245.

FELFILI, J.M. & SILVA-JÚNIOR, M.C. 1998. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. Acta Bot. Bras. 2:85-105.

FELFILI, J.M., REZENDE, A.V., SILVA JÚNIOR, M.C. & SILVA, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado sensu strict in Brazil over a nine-year period. J. Trop. Ecol. 16:579-590.

GUIMARÃES, J.C.C., VAN DEN BERG, E., CASTRO, G.C., MACHADO, E.L.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. Rev. Bras. Bot. 31(4):621-632.

HARTSHORN, G.S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. In Four Neotropical Rainforests (A.H. Gentry, ed.). Yale University, New Haven, p. 585-600.

HUBBELL, S.P., FOSTER, R.P., O'BRIEN, S.T., HARMS, K.E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S.J. & LAO, S.L. 1999. Light gaps disturbance, recruitment limitations and tree diversity in a neotropical forest. Science 283:554-557.

KORNING, J. & BALSLEV, H. 1994a. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. J. Veg. Sci. 4:77-86.

KORNING, J. & BALSLEV, H. 1994b. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest in Amazonian Ecuador. J. Trop. Ecol. 10:151-166.

LAURANCE, W.F., OLIVEIRA, A.A., LAURANCE, S.G., CONDIT, R., NASCIMENTO, H.E.M., SANCHEZ-THORIN, A.C., LOVEJOY, T.E., ANDRADE, A., D'ANGELO, S., RIBEIRO, J.E. & DICK, C.W. 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. Nature 428(6979):171-175.

LIEBERMAN, D. 1996. Demography of tropical tree seedlings: a review. In The ecology of tropical tree seedlings (M.D. Swaine, ed.). UNESCO, Paris, p.131-138.

LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R. & HARTSHORN, G. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. J. Ecol. 73:915-924.

LOPES, S.F. & SCHIAVINI, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. Acta Bot. Bras. 21(2):249-261.

MACHADO, E.L.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. Acta Bot. Bras. 24(1):150-161.

MARIMON, B.S. 2005. Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

MARIMON, B.S., FELFILI, J.M., LIMA, E.S. & RODRIGUES, A.J. 2001. Distribuição de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. Rev. Árvore 25(3):335-343.

MARIMON, B.S., FELFILI, J.M. & LIMA, E.S. 2002. Floristic and phytosociology of the gallery forest of the Bacaba stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Edinb. J. Bot. 59(2):303-318.

MARIMON, B.S., FELFILI, J.M., LIMA, E.S. & PINHEIRO-NETO, J. 2003. Padrões de distribuição de espécies na Mata de Galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, em relação a fatores ambientais. B. Herb. Ezechias Paulo Heringer 12(1):1-10.

MARIMON, B.S., FELFILI, J.M., LIMA, E.S. & MARIMON-JUNIOR, B.H. 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. Acta Amaz. 40:107-118.

MARIMON, B.S., LIMA, E.S., DUARTE, T.G., CHIEREGATTO, L.C. & RATTER, J.A. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. Edinb. J. Bot. 63(2-3):323-341.

MIGUEL, A. & MARIMON, B.S. 2008. Mudanças na composição florística e na diversidade de espécies em três áreas da mata de galeria do Córrego Bacaba (Nova Xavantina, MT). In Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura (J.E. Santos & C. Galbiati, orgs.). Ed. Rima, São Carlos, v.1., p.93-116.

NEMANI, R., KEELING, C.D., HASHIMOTO, H., JOLLY, W., PIPER, S., TUCKER, C., MYNENI, R. & RUNNING, S. 2003. Climate-driven increases in Global Terrestrial Net Primary Production from 1982 to 1999. Science 300:1560-1563.

OLIVEIRA, E.C.L. & FELFILI, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(4):801-811.

OLIVEIRA, A.P. & FELFILI, J.M. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). Rev. Bras. Bot. 31(4):597-610.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. Edinb. J. Bot. 52(2):141-194.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M. & SCOLFORO, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five year period (1987-1992). Plant Ecology 131:45-66.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., CARVALHO, W.A.C., MACHADO, E.L.M., HIGUCHI, P., APPOLINÁRIO, V., CASTRO, G.C., SILVA, A.C., SANTOS, R.M., BORGES, L.F., CORRÊA, B.S. & ALVES, J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). Rev. Bras. Bot. 30(1):149-161.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A. & GAVILANES, M.L. 1994. Effect of soil and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. J. Trop. Ecol. 10:483-508.

PAIVA, L.V., ARAÚJO, G.M. & PEDRONI, F. 2007. Structure and dynamics of woody plant community of tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(3):365-373.

PINTO, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbórea-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

PINTO, J.R.R. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1999. Perfil florístico da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. Rev. Bras. Bot. 22(1):53-67.

PINTO, J.R.R. & HAY, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. Rev. Bras. Bot. 28(3):523-539.

RADAMBRASIL. 1982. Levantamento de recursos naturais. Ministério das Minas e Energia, Brasília, Folha SD 21, Cuiabá.

RATTER, J.A., RICHARDS, P.W., ARGENT, G. & GIFFORD, D.R. 1973. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. Philos. T. Roy. Soc. B. 226:449-492.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.). Embrapa-CPAC, Planaltina, p.89-166.

SCARANO, F.R., RIBEIRO, K.T., MORAES, L.F.D. & LIMA, H.C. 1997. Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil. J. Trop. Ecol. 14:793-803.

SCHIAVINI, I. 1997. Environmental characterization and groups of species in gallery forests. In International Symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests (J. Imaña-Encinas & C. Kleinn, eds.). EdUnB, Brasília, p.107-113.

SCOLFORO, J.R. 1994. Mensuração florestal. ESAL/FAEPE, Lavras.

SHEIL, D., BURSLEM, D.F.R.P. & ALDER, D. 1995. The interpretation of mortality rates measures. J. Trop. Ecol. 83:331-333.

SHEIL, D., JENNINGS, S. & SAVILL, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. J. Trop. Ecol. 16:765-800.

SILVA, R.P., SANTOS, J., TRIBUZY, E.S., CHAMBERS, J.Q., NAKAMURA, S. & HIGUCHI, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. Forest Ecol. Manag. 166:295-301.

SILVA-JÚNIOR, M.C. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de Galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. Cerne 11(2):147-158.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. Biometry. Freeman & Co., New York.

SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Vegetatio 75:81-86.

VACCARO, S. 2002. Crescimento de uma Floresta Estacional Decidual, em três estágios sucessionais, no Município de Santa Tereza, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

VAN DEN BERG, E. 2001. Variáveis ambientais e dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG. Tese de Doutorado, UNICAMP, Campinas.

WERNECK, M.S., FRANCESCHINELLI, E.V. & TAMEIRÃO-NETO, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. Rev. Bras. Bot. 23(4):401-413.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 05/06/2010
Versão reformulada recebida em 25/10/2010
Publicado em 14/01/2011

Atividade de limpeza e clientes de *Elacatinus figaro* (Pisces: Gobiidae) nos recifes de coral dos Parrachos de Muriú, Nordeste do Brasil

***Carlos Eduardo Costa Campos*[1,2] *& Júlio César Sá-Oliveira*[1]**

[1] Laboratório de Zoologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amapá – UNIFAP, Rod. Juscelino Kubitschek, Km 02, Jardim Marco Zero, CEP 68902-280, Macapá, AP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Carlos Eduardo Costa Campos, e-mail: ceccampos@unifap.br

CAMPOS, C.E.C. & SÁ-OLIVEIRA, J.C. **Cleaning activity and fish clients of *Elacatinus figaro* (Pisces: Gobiidae) on coral reefs of Parrachos de Muriú, Northeastern Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01011012011.

Abstract: Cleaner fishes remove ectoparasites, injured tissue, mucus and scales from the body surface of other fishes. This behavior is important for the maintenance and health of reef fish species. In the Brazilian coast there are 24 cleaner fish species, with *Elacatinus figaro* (a goby endemic to Brazil) being recognized as one of the most specialized. This study records the diversity of clients and the daily cleaning activity of *Elacatinus figaro* on coral reefs of Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte, Northeast Brazil. A total of 21 species belonging to 11 families were recorded, with 15 species of clients (68.4% of total) active during the day, five (25.3%) with nocturnal activity and one (5.3%) with diurnal and nocturnal activity. The most frequent clients recorded were grunts (Haemulidae; 25.6% of all cleaning events) and damselfishes (Pomacentridae; 22.8%), whereas planktivores/invertivores was the most frequently attended trophic category (23.6%). Cleaning activity started between 05h14-06h28 AM and ended between 5h13-5h25 PM. Size of clients ranged 7-40 cm (total length) and most individuals were medium-sized (12-30 cm). A total of 127 ± 3 cleaning events and 34 ± 1.7 minutes of cleaning activity were estimated per cleaning station per day (2-6 individuals of *E. figaro*).
Keywords: *cleaner goby, Gobiidae, symbiosis, brazilian reef fishes, cleaning behaviour.*

CAMPOS, C.E.C. & SÁ-OLIVEIRA, J.C. **Atividade de limpeza e clientes de *Elacatinus figaro* (Pisces: Gobiidae) nos recifes de coral dos Parrachos de Muriú, Nordeste do Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01011012011.

Resumo: Peixes limpadores removem ectoparasitas, tecido doente ou ferido, muco e escamas da superfície corporal de outros peixes, sendo portanto de fundamental importância para a manutenção do equilíbrio e da saúde dos peixes do ecossistema recifal. Na costa brasileira são registradas 24 espécies de peixes limpadores, das quais se destaca *Elacatinus figaro*, uma das espécies de limpadores mais especializada. Este estudo registrou a diversidade de clientes e o período de atividade de limpeza de *Elacatinus figaro* nos recifes de coral dos Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Foram registradas 21 espécies de clientes pertencentes a 11 famílias, das quais 15 espécies (68,4% do total de espécies) são ativas durante o dia, cinco (25,3%) têm atividade noturna e uma (5,3%) atividade diurna e noturna. Os clientes mais frequentes de *E. figaro* foram espécies de Haemulidae (25,6%) e Pomacentridae (22,8%) e a categoria trófica planctófago/invertívoro foi a mais representativa (23,6%). A atividade de limpeza teve início entre 05h14 e 06h28 e término entre 17h13 e 17h25. Os tamanhos dos clientes de *E. figaro* variaram de 7-40 cm com média de 12-30 cm de comprimento total. Um total de 127 ± 3 interações de limpeza e 34 ± 1,7 minutos utilizados na limpeza por estação por dia (2-6 indivíduos de *E. figaro*) foi registrado
Palavras-chave: *góbio limpador, Gobiidae, simbiose, peixes recifais brasileiros, comportamento de limpeza.*

Introdução

A simbiose de limpeza é uma das associações alimentares mais importantes, evidentes e complexas em comunidades de peixes recifais (Hobson 1971, Losey 1972, 1978), por envolver uma grande diversidade de espécies e eventos comportamentais muito conspícuos (Feder 1966, Losey 1971). A simbiose de limpeza tem sido considerada como mutualismo quando a incidência de ectoparasitas nos clientes é alta, e como comensalismo, ou mesmo parasitismo, quando a incidência é baixa (Poulin 1993, Grutter & Poulin 1998).

Os peixes limpadores apresentam o hábito de remover ectoparasitas (fungos, bactérias e crustáceos), tecido doente, muco e escamas provenientes do corpo de outros peixes e invertebrados (Johnson 1982, Losey 1987, DeLoach 1999) em locais denominados estações de limpeza, onde os clientes frequentemente adotam uma posição característica enquanto os limpadores realizam sua atividade (DeLoach 1999). Este comportamento é considerado de fundamental importância para a manutenção do equilíbrio e da saúde dos peixes no ecossistema recifal (DeLoach 1999).

As espécies de peixes limpadores podem pertencer a duas categorias funcionais: limpador obrigatório, que realiza esta atividade durante toda a sua vida, e limpador facultativo, que limpa apenas quando juvenis (Côté 2000). O grau de especialização dos limpadores obrigatórios varia espacial e temporalmente numa mesma espécie (Whiteman & Côté 2002), o que promove um maior ou menor grau de especialização. A flexibilidade deste comportamento depende ainda de diversas circunstâncias ecológicas e das oportunidades alimentares (Arnal & Côté 1998, 2000).

O hábito alimentar limpador é descrito em cerca de 100 espécies de peixes, distribuídas em 19 famílias (Côté 2000). Dentre estas, destaca-se a família Gobiidae, que apresenta algumas espécies limpadoras, incluindo espécies do gênero *Elacatinus*. No Brasil, *Elacatinus figaro* é conhecida como uma das espécies de peixe limpador mais especializada e que tem como clientes mais frequentes espécies de Pomacentridae e Haemulidae (Sazima et al. 2000).

No Brasil existem diversos estudos sobre animais limpadores, como peixes (*e.g.* Sazima et al. 1997, 1998, 1999a, 1999b, 2000, Sazima & Moura 2000, Francini-Filho et al. 2000, Feitoza et al. 2002, Guimarães et al. 2004, Campos et al. 2007, Francini-Filho & Sazima 2008) e camarões (Sazima et al. 2004). Desta forma, foram registradas a diversidade, o período de atividade de limpeza e as categorias tróficas de clientes de *Elacatinus figaro* nos recifes de coral dos Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte, gerando dados que servem como base comparativa para um estudo similar realizado em costões rochosos do sudeste do Brasil (Sazima et al. 2000).

Material e Métodos

1. Área de estudo

Os recifes da costa do Rio Grande do Norte formam uma bancada de recifes costeiros denominados Parrachos de Muriú. Eles ocorrem sob a forma de corpos calcários lineares, descontínuos, dispostos em três linhas sucessivas paralelas entre si e a atual linha de costa, sendo a primeira linha, quase sempre emersa, próxima à praia e as demais parcialmente emersas (Leão et al. 2003).

Os Parrachos de Muriú abrangem uma área de 6 km de comprimento por 1 km de largura, distando menos de um 1 km da praia, com profundidade de 1 a 4 m da linha d' água ao fundo arenoso na baixa-mar. A base dos Parrachos de Muriú é arenítica, sobre a qual estão incrustados corais, algas calcárias e vermetídeos, sendo os corais *Siderastrea stellata* e *Montastrea cavernosa* os principais construtores (Maida & Ferreira 1997). Sua superfície é recoberta também pelo zoantídeo *Palythoa caribaeorum* e macroalgas no fundo e em volta dos recifes.

São reconhecidas nos Parrachos de Muriú cinco feições morfológicas características: i) planície arenosa, ii) crista recifal traseira, iii) crista recifal frontal, iv) cristas e ranhuras e v) recifes em mancha, comuns às várias áreas estudadas e sua respectiva ictiofauna (Figura 1).

2. Coleta de dados

As sessões de observações foram realizadas durante o período de janeiro a dezembro de 2007 através de mergulho livre para áreas com profundidade média de até 4 m, e mergulho autônomo para áreas além dos 5 m de profundidade. Foram realizadas 48 sessões diurnas com duração de 3 horas, totalizando 700 horas de observação e 24 observações crepusculares com duração de 2 horas, totalizando 300 horas. Durante as sessões foram registradas as espécies e o tamanho dos clientes envolvidos na atividade de limpeza. Posteriormente os clientes foram classificados de acordo com sua categoria trófica e o período de atividade (espécies diurnas, noturnas e diurnas/noturnas) (cf. Randall 1967, Sazima et al. 2000, Sazima & Sazima 2001). Nas sessões de observações foram utilizados os métodos de "animal focal" e "todas as ocorrências" (cf. Altmann 1974, Diamant & Spighel 1985).

A frequência e o tempo total médio da atividade de limpeza foram calculados através das médias das interações por minuto durante as horas do dia. Esta informação foi usada para estimar o tempo total utilizado pelos limpadores em atividades da limpeza por estação da limpeza durante o dia. As interações de limpeza foram consideradas como o período da associação entre *E. figaro* e os clientes, desde o começo do contato físico até a retirada do cliente ou do limpador (Johnson & Ruben 1988). O Comprimento Total (CT) de cada cliente foi estimado através de uma régua de 50 cm de comprimento graduada em 1 cm e presa a um bastão ou através de objetos de tamanho conhecido (e.g. rocha ou parte de alga) próximos da estação de limpeza o do cliente. Algumas vezes o tamanho do cliente foi estimado usando o tamanho do limpador que estava interagindo com o cliente.

Todas as espécies de peixes recifais próximas à estação de limpeza durante o período de estudo foram registradas visando a obtenção de uma lista de clientes potenciais no local de estudo, sendo considerados clientes potenciais os peixes com hábitos gerais similares e registrados como um cliente de qualquer espécie de limpador do Atlântico Sul Ocidental (Sazima et al. 1997, 1998, Sazima & Moura 2000, Francini-Filho & Sazima 2008).

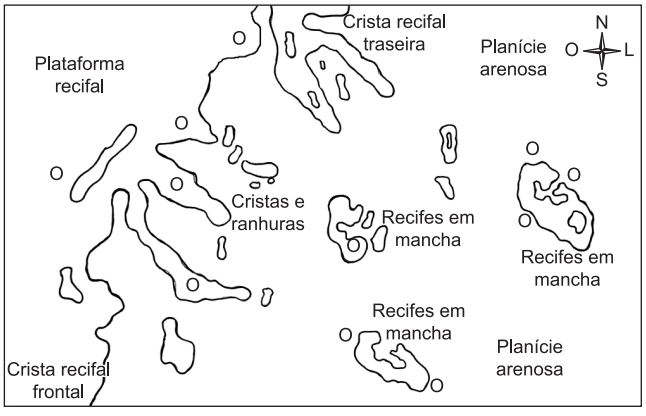

Figura 1. Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte, com as principais feições morfológicas amostradas. Os círculos indicam os locais das estações de limpeza de *E. figaro*. Recifes em mancha e plataforma recifal.

Figure 1. Parrachos de Muriú Reef, Rio Grande do Norte, with indication to the main morphological features sampled. The circles show the locations of cleaning stations of *E. figaro*. Patch reefs and reef flat.

Resultados

Das cinco feições morfológicas características dos Parrachos de Muriú, *Elacatinus figaro* foi observado em apenas duas feições localizadas na margem Norte dos Parrachos: recifes em mancha e plataforma recifal. Cada estação de limpeza foi constituída por dois a seis limpadores. Foram registradas 21 espécies de clientes pertencentes a 11 famílias, das quais 15 espécies são ativas durante o dia (68,4%), cinco têm atividade noturna (25,3%) e uma atividade diurna e noturna (5,3%). Com relação à categoria trófica, quatro espécies de clientes são carnívoras/invertívoras (19,1%), duas planctófagas/invertívoras (9,5%), cinco invertívoras (23,8%), cinco onívoras (23,8%), quatro herbívoras (19,1%) e duas planctófagas (4,8%) (Figura 2 e 3).

Foram registradas 27 espécies de clientes potenciais de *E. figaro* nos Parrachos de Muriú, das quais 21 foram observadas em associação de limpeza (Tabela 1). Os clientes de *E. figaro* mais frequentes foram espécies de Haemulidae (25,6%) e Pomacentridae (22,8) e de categoria trófica planctófago/invertívoro (23,6%). As espécies atendidas mais frequentemente por *E. figaro* foram *Haemulon aurolineatum* (16,8%), *Abudefduf saxatilis* (15,6%) e *Pseudupeneus maculatus* (8,8%), respectivamente.

A frequência de interações de limpeza variou durante todo o dia. As frequências mais elevadas foram observadas pela manhã (05-06 horas) com 0,78 interações por minuto e à tarde (16-17 horas) com 0,47 interações, ao passo que as frequências mais baixas foram registradas ao meio-dia (0,13 interação por o minuto) (Figura 4).

A atividade de limpeza ocorreu durante todo o dia, tendo início entre 05h14 e 06h28 horas e término entre 17h13 e 17h25 horas. Os menores clientes de *E. figaro* (Média, desvio padrão e número de indivíduos) foram *Canthigaster figueiredoi* (7,9 ± 0,7 n = 6) e *Chaetodon striatus* (10,1 ± 1,2 n = 12) e os maiores foram *Scarus zelindae* (35,1 ± 3,2 n = 18), *Halichoeres brasiliensis* (28,8 ± 1,1 n = 15) e *Bodianus rufus* (27,2 ± 6,9 n = 8).

Discussão

O número de clientes de *E. figaro* registrados por Sazima et al. (2000) em recifes do Sudeste do Brasil (34 espécies), por Francini-Filho & Sazima (2008) para *E.* cf. *randalli* (22 espécies) e por

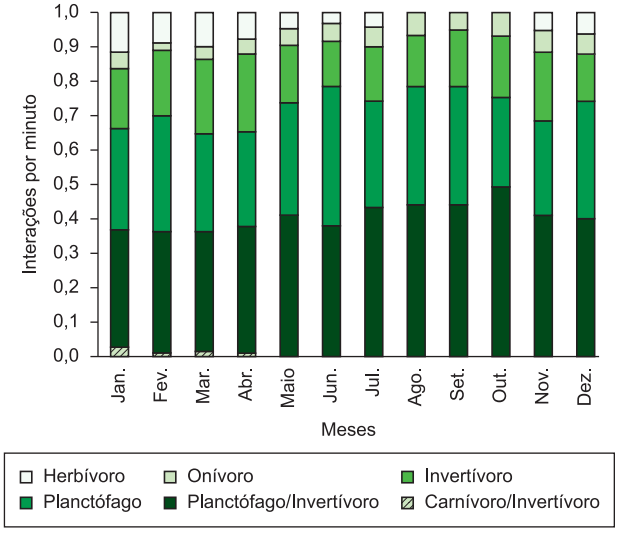

Figura 2. Frequência de eventos de limpeza de *E. figaro* nos Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Interações de limpeza (min) por categoria trófica.

Figure 2. Frequency of cleaning events of *E. fígaro* on coral reefs of Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Cleaning interactions (min) by trophic category.

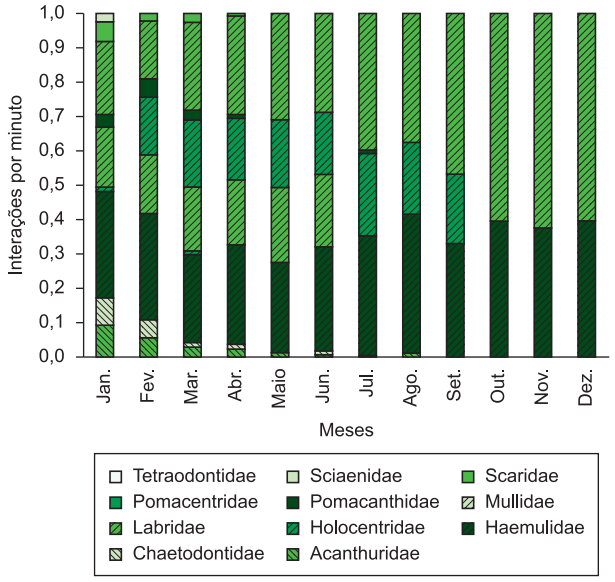

Figura 3. Frequência de eventos de limpeza de *E. figaro* nos Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Interações de limpeza (minuto) por categoria taxonômica.

Figure 3. Frequency of cleaning events of *E. fígaro* on coral reefs of Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Cleaning interactions (minute) by taxonomic category.

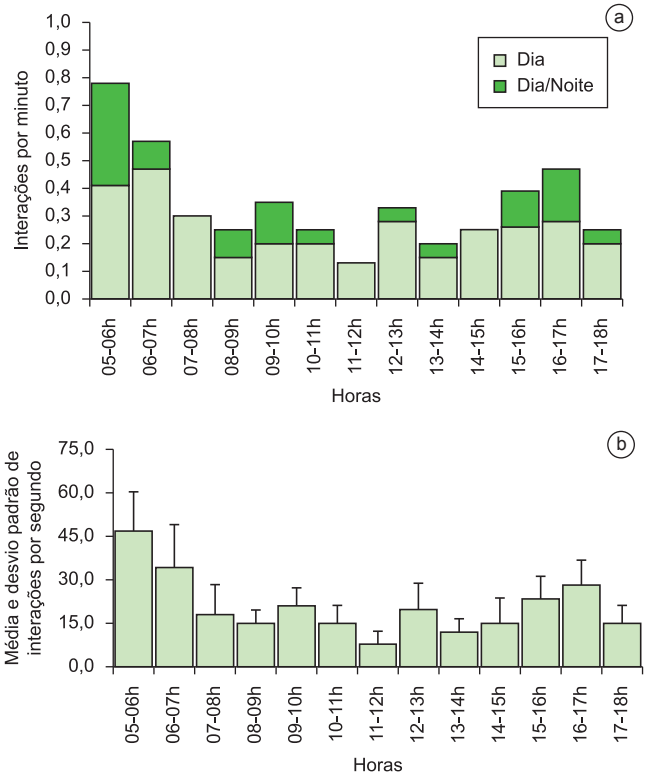

Figura 4. Frequência de eventos de limpeza de *E. figaro* nos Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte, mostrando a frequência de a) interações por minuto de espécies diurnas e noturnas; e b) média e desvio padrão de interações por segundo.

Figure 4. Frequency of cleaning events of *E. fígaro* on coral reefs of Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte, showing the frequency of a) interactions by minutes of diurnal and nocturnal species; and b) the mean ± 1 SD interactions by seconds.

Tabela 1. Clientes de *E. figaro* registrados em 250 eventos de limpeza nos Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Famílias, período de atividade, espécies, categoria trófica, tamanho do peixe (cm; TL) e frequência de eventos de limpeza (% do total de eventos). # clientes potenciais de *E. figaro* registrados nas estações de limpeza.

Table 1. Reef fish species cleaned by the barber goby, *Elacatinus figaro* recorded over 250 cleaning events on coral reefs of Parrachos de Muriú, Rio Grande do Norte. Families, activity period, trophic category, size (total lenght) and frequency of cleaning events (% of the total). # potential clients of *E. figaro* recorded at the cleaning stations.

Família	Período de atividade	Espécie	Categoria trófica	Tamanho (cm)	Eventos de limpeza
Holocentridae	Noturno	*Holocentrus ascensionis*	Carnívoro/Invertívoro	20-32	7
Haemulidae	Noturno	*Anisotremus surinamensis*	Carnívoro/Invertívoro	20-28	3
	Noturno	*Anisotremus virginicus*	Carnívoro/Invertívoro	18-30	2
	Diurno/noturno	*Haemulon aurolineatum*	Planctófago/Invertívoro	10-18	42
	Noturno	*Haemulon plumieri*	Invertívoro	18-20	17
Sciaenidae	Noturno	*Odontoscion dentex*	Carnívoro/Invertívoro	12-15	1
Mullidae	Diurno	*Pseudupeneus maculatus*	Planctófago/Invertívoro	10-28	22
Chaetodontidae	Diurno	*Chaetodon striatus*	Invertívoro	8-12	15
Pomacanthidae	Diurno	*Holacanthus tricolor*	Onívoro	15	5
	Diurno	*Pomacanthus paru*	Onívoro	28-30	4
Pomacentridae	Diurno	*Abudefduf saxatilis*	Planctófago/Onívoro	15-20	39
	Diurno	*Chromis multilineata*	Planctófago	10-14	17
	Diurno	*Stegastes fuscus*	Onívoro	12-14	1
Labridae	Diurno	*Bodianus rufus*	Invertívoro	18-40	9
	Diurno	*Halichoeres brasiliensis*	Invertívoro	28-32	12
	Diurno	*Halichoeres poeyi*	Invertívoro	12-20	12
Scaridae	Diurno	*Scarus zelindae*	Herbívoro	30-40	6
	Diurno	*Sparisoma* aff. *atomarium*	Herbívoro	20-28	7
Acanthuridae	Diurno	*Acanthurus chirurgus*	Herbívoro	22-28	9
	Diurno	*Acanthurus coeruleus*	Herbívoro	30	16
Tetraodontidae	Diurno	*Canthigaster* aff. *rostrata*	Onívoro	7-9	4
Epinephilidae	Diurno/Noturno	*Epinephelus adscensionis*	Carnívoro/Invertívoro	10-25	#
	Diurno/Noturno	*Cephalopholis fulva*	Carnívoro/Invertívoro	10-20	#
	Diurno/Noturno	*Mycteroperca bonaci*	Carnívoro/Invertívoro	17-30	#
Lutjanidae	Diurno/Noturno	*Lujanus jocu*	Carnívoro/Invertívoro	15-30	#
	Diurno	*Lutjanus chrysurus*	Carnívoro/Invertívoro	15-25	#
Pempheridae	Noturno	*Pempheris schomburgki*	Planctófago	8-15	#

Johnson & Ruben (1988) para *E. evelynae* (24 espécies) excede o número de espécies registradas no presente estudo (21 espécies). O número reduzido de clientes registrados no presente estudo se deve possivelmente à pressão antrópica observada na área de estudo, que sofre influência da pesca ornamental artesanal e também é utilizada para fins recreativos devido a sua facilidade de acesso e proximidade da praia (Ferreira & Cava 2001, Feitosa et al. 2002, Campos et al. 2010).

A baixa riqueza de espécies (123 espécies e 45 famílias) registrada por Campos et al. (2010) nos Parrachos de Muriú pode ter ocasionado a redução do número de clientes nas estações de limpeza de *E. figaro* e, consequentemente, limitado a sua atividade de limpeza, como constatado para outras espécies de limpadores (Wicksten 1995, Arnal & Côté 1998).

O número de interações de limpeza por estação de *E. figaro* foram baixos quando comparados aos valores encontrados por Grutter (1997) e Johnson & Ruben (1988). Para o limpador *Labroides dimidiatus* a variação diária de frequência de limpeza foi de 2297 ± 83 interações e 256 ± 11 minutos por dia gastos nessa atividade (Grutter 1997). Em uma estação de limpeza constituída pelas espécies *Elacatinus evelynae*, *Bodianus rufus* e *Thalassoma bifasciatum* aproximadamente 1.500 interações de limpeza foram registradas por dia (Johnson & Ruben 1988). Em estudo realizado com a espécie *E. figaro* nas ilhas Anchieta e Vitória e na Laje de Santos (23º 33' –24º 19' S), Sazima et al. (2000) registraram um total de 109 ± 3 interações de limpeza e 30 ± 1 minutos utilizados na limpeza por estação por dia. No presente estudo foram observadas 127 ± 3 interações de limpeza e 34 ± 1,7 minutos utilizados na limpeza por estação por dia (2-6 indivíduos de *E. figaro*).

O estabelecimento de estações de limpeza favorece a localização dos limpadores pelos clientes, caracterizando os limpadores mais especializados (Brockmann & Hailman 1976, Sazima et al. 1997). O período de atividade dos clientes está correlacionado com o ciclo diário de iluminação (Helfmann 1993), sendo considerada como uma interação estritamente diurna, devido aos clientes e os limpadores serem dependentes de sinais visuais (Losey 1971, 1978, 1987). Durante o período diurno a maior parte das espécies de peixes da comunidade recifal se encontra ativa, sendo composta por espécies conspícuas, de coloração viva e com grande número de indivíduos (Helfmann 1993). *Haemulon aurolineatum* foi o cliente mais frequente no período diurno e crepuscular, períodos que coincidem com a chegada de grupos para predar organismos planctônicos na coluna d´água (dia) e com a partida para vasculhar o substrato arenoso (crepúsculo).

Estudos de atividade de limpeza no Caribe registraram a diversidade e a frequência de clientes atendidos pelo gênero *Elacatinus* em diversos locais durante o dia (*e.g. Clepticus parra* em St. Croix e *Chromis multilineata* em Barbados) (Johnson & Ruben 1988, Wicksten 1995, Arnal & Côté 1998), fato observado no presente estudo. O hábito dos planctófagos de se aglomerar nas estações de limpeza em grupos e sua elevada frequência estão relacionados provavelmente a sua incidência elevada como clientes durante o período diurno (Johnson & Ruben 1988, Francini-Filho et al. 2000, Sazima et al. 2000). Espécies predominantemente planctófagas, indicam uma provável relação entre as categorias tróficas e a frequência dos eventos de limpeza (Arnal & Côté 1998).

Embora os clientes dos peixes limpadores sejam compostos por peixes recifais diurnos (Sazima et al. 1999a, 2000) algumas espécies com hábitos noturnos também procuram os peixes limpadores (e.g. *Pempheris schomburgki*), ficando expostas a potenciais predadores diurnos quando precisam deixar seus abrigos (Sazima et al. 2005). Este estudo revela que apesar da diferença na localização geográfica, os padrões encontrados para *E. figaro* no sudeste e nordeste do Brasil são semelhantes.

Referências Bibliográficas

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. Behavior 49 (3-4):227-265.

ARNAL, C. & CÔTÉ, I.M. 1998. Interactions between cleaning gobies and territorial damselfish on coral reefs. Anim. Behav. 55:1429-1442.

ARNAL, C. & CÔTÉ, I.M. 2000. Diet of broadstripe cleaning gobies on a Barbadian reef. J. Fish Biol. 57:1075-1082.

BROCKMANN, H.J. & HAILMAN, J.P. 1976. Fish cleaning symbiosis: notes on juvenile angelfishes (*Pomacanthus*, Chaetodontidae) and comparison with other species. Z. Tierpsychol. 42:129-138.

CAMPOS, C.E.C., SILVA, M.B., TARGINO, S.G., SÁ-OLIVEIRA, J.C. & ARAÚJO, A.S. 2007. Simbiose de Limpeza de *Thalassoma noronhanum* (Boulenger, 1890) (Labridae) na Reserva Biológica do Atol das Rocas, Rio Grande do Norte, Brasil. Rev. Etol. 8(2):63-70.

CAMPOS, C.E.C., SÁ-OLIVEIRA, J.C. & ARAÚJO, A.S. 2010. Composição e estrutura de comunidades de peixes nos Parrachos de Muriú, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Arq. Cien. Mar 43(1):63-75.

CÔTÉ, I.M. 2000. Evolution and ecology of cleaning symbioses in the sea. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 38:311-355.

DELOACH, N. 1999. Reef fish behavior: Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications, Verona, Italy.

DIAMANT, A. & SHPIGEL, M. 1985. Interspecific feeding associations of groupers (Teleostei: Serranidae) with octopuses and moray eels in the Gulf of Eilat (Aqaba). Environ. Biol. Fishes 13(2):153-159.

FEDER, H.M. 1966. Cleaning symbiosis in the marine environment. In Symbiosis (S.M. Henry, ed.). Academic Press, New York, p. 327-380.

FEITOSA, C.V., PIMENTA, D.A.S. & ARAÚJO, M.E. 2002. Ictiofauna recifal dos Parrachos de Maracajaú (RN) na área dos flutuantes: inventário e estrutura de comunidades. Arq. Cien. Mar 35:133-138.

FEITOZA, B.M., DIAS, T.L.P., ROCHA, L.A. & GASPARINI, J.L. 2002. First record of cleaning activity in the slippery dick, *Halichoeres bivittatus* (Perciformes: Labridae), off northeastern Brazil. J. Ichthyol. Aquat. Biol. 5:73-76.

FERREIRA, B.P. & CAVA, F. 2001. Ictiofauna marinha da APA Costa dos Corais: lista de espécies através de levantamento da pesca e observações subaquáticas. Bol. Tec. Cient. CEPENE 9(1):167-180.

FRANCINI-FILHO, R.B., MOURA, R.L., & SAZIMA, I. 2000. Cleaning by the wrasse *Thalassoma noronhanum*, with a record of predation by its grouper client *Cephalopholis fulva*. J. Fish Biol. 56(4):802-809.

FRANCINI-FILHO, R.B. & SAZIMA, I. 2008. A comparative study of cleaning activity of two reef fishes at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. Environ. Biol. Fishes 83:213-220.

GRUTTER, A.S. 1997. Spatiotemporal variation and feeding selectivity in the diet of the cleaner fish *Labroides dimidiatus*. Copeia 7:346-355.

GRUTTER, A.S. & POULIN, R. 1998. Cleaning on coral reefs by the wrasse *Labroides dimidiatus*: influence of client body size and phylogeny. Copeia 1:120-127.

GUIMARÃES, R.Z.P., GASPARINI, J.L. & ROCHA, L.A. 2004. A new cleaner goby of the genus *Elacatinus* (Teleostei: Gobiidae), from Trindade Island, off Brazil. Zootaxa 770:1-8.

HELFMAN, G.S. 1993. Fish behavior by day, night and twilight. In Behavior of teleost fishes (T.J. Pitche, ed.). Chapman & Hall, London, p.479-512.

HOBSON, E.S. 1971. Cleaning symbiosis among California inshore fishes. Fish. Bull. 69:491-523.

JOHNSON, W.S. 1982. A record of cleaning symbiosis involving *Gobiosoma* sp. and a large Caribbean octopus. Copeia 3:712-714.

JOHNSON, W.S. & RUBEN, P. 1988. Cleaning behavior of *Bodianus rufus, Thalassoma bifasciatum, Gobiosoma evelynae* and *Periclimenes pedersoni* along a depth gradient at Salt River Submarine Canyon, St. Croix. Environ. Biol. Fishes 23:225-232.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P. & TESTA, V. 2003. Corals and coral reefs of Brazil. In Latin American Coral reefs (J. Cortés, ed.). Chapman & Hall, Amsterdam, p. 9-52.

LOSEY, G.S.J. 1971. Communication between fishes in cleaning symbiosis. In Aspects of biology of symbiosis (T.C. Cheng, ed.). University Park Press, Baltimore, p. 45-76.

LOSEY, G.S.J. 1972. The ecological importance of cleaning symbiosis. Copeia 4:820-833.

LOSEY, G.S.J. 1978. The symbiotic behavior of fishes. In The behavior of fish and other aquatic animals (T.C. Cheng, ed.). Academic Press, New York, p. 1-31.

LOSEY, G.S.J. 1987. Cleaning symbiosis. Symbiosis 4:229-258.

MAIDA, M. & FERREIRA, B.P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. In 8th International Coral Reef Symposium. 1: 263-274.

POULIN, R. 1993. A cleaner perspective on cleaning symbiosis. Rev. Fish Biol. Fish. 3:75-79.

RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. Stud. Trop. Oceanogr. 5:665-847.

SAZIMA, C. & SAZIMA, I. 2001. Plankton-feeding aggregation and occasional cleaning by adult butterflyfish, *Chaetodon striatus* (Chaetodontidae) in Southwestern Atlantic. Cybium 25(2):145-151.

SAZIMA, C., BONALDO, R.M., KRAJEWSKI, J.P. & SAZIMA, I. 2005. The Noronha wrasse: a "jack-of-all-trades" follower. J. Ichthyol. Aquat. Biol. 9:97-108.

SAZIMA, I., MOURA, R.L. & ROSA, R.S. 1997. *Elacatinus figaro* sp. n. (Perciformes: Gobiidae), a new cleaner goby from the coast of Brazil. J. Ichthyol. Aquat. Biol. 2:33-38.

SAZIMA, I., MOURA, R.L. & GASPARINI, J.L. 1998. The wrasse *Halichoeres cyanocephalus* (Labridae) as a specialized cleaner fish. Bull. Mar. Sci. 63:605-610.

SAZIMA, I., MOURA, R.L. & SAZIMA, C. 1999a. Cleaning activity of juvenile angelfish, *Pomacanthus paru*, on the reefs of the Abrolhos Archipelago, western South Atlantic. Environ. Biol. Fishes 56:399-407.

SAZIMA, I., MOURA, R.L. & RODRIGUES, M.C.M. 1999b. A juvenile suckerfish, *Echeneis naucrates* (Echeneidae), acting as a station-based cleaner fish. Cybium 23:377-380.

SAZIMA, I., SAZIMA, C., FRANCINI-FILHO, R.B. & MOURA, R.L. 2000. Daily cleaning activity and diversity of clients of the barber goby, *Elacatinus figaro*, on rocky reefs in southeastern Brazil. Environ. Biol. Fishes 59:69-77.

SAZIMA, I. & MOURA, R.L. 2000. Shark, *Carcharhinus perezi*, cleaned by the goby, *Elacatinus randalli*, at Fernando de Noronha Archipelago, western South Atlantic. Copeia 2000:297-299.

SAZIMA, I., GROSSMAN, A. & SAZIMA, C. 2004. Tartarugas-de-pente visitam barbeiros bigududos: simbiose de limpeza entre *Eretmochelys imbricata* entre e o camarão *Stenopus hispidus*. Biota Neotrop. 4(1):1-6.

WICKSTEN, M.K. 1995. Associations of fishes and their cleaners on coral reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. Copeia 9:477-481.

WHITEMAN, E.A. & CÔTÉ, I.M. 2002. Cleaning activity of two Caribbean cleaning gobies: intra – and interspecific comparisons. J. Fish Biol. 60(6):14-43.

Recebido em 30/06/2010
Versão reformulada recebida em 14/12/2010
Publicado em 11/01/2011

Notas taxonômicas sobre *Exaerete* (Hymenoptera: Apidae: Euglossina), com a descrição de uma nova espécie

***Marcio Luiz de Oliveira*[1,2]**

[1]*Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Coordenação de Pesquisas em Entomologia, Av. André Araújo, n. 2936, Petrópolis, CP 478, CEP 69011-970, Manaus, AM, Brasil*
[2]*Autor para correspondência: Marcio Luiz de Oliveira, e-mail: mlolivei@inpa.gov.br*

OLIVEIRA, M.L. **Taxonomic notes on *Exaerete* (Hymenoptera: Apidae: Euglossina), with the description of a new species**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02011012011.

Abstract*:* *Exaerete kimseyae* sp. n., a cleptoparasitic bee apparently endemic to Panama is described. This new species was misidentified by Kimsey (1979) as *E. trochanterica* (Friese, 1910). For this reason Anjos-Silva & Rebêlo (2006), not knowing the true identity of *Exaerete trochanterica*, described an individual of this species collected in Mato Grosso, Brazil as a new taxon, *Exaerete guaycuru*. Here *E. guaycuru* is placed as junior synonym of *Exaerete trochanterica*.
Keywords: *orchid bees, parasitic bees, Panama, synonymy.*

OLIVEIRA, M.L. **Notas taxonômicas sobre *Exaerete* (Hymenoptera: Apidae: Euglossina), com a descrição de uma nova espécie**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02011012011.

Resumo: *Exaerete kimseyae* sp. n., abelha de hábito cleptoparasítico e provavelmente endêmica do Panam , é aqui descrita. Esta nova espécie foi erroneamente identificada como *E. trochanterica* (Friese, 1910) por Kimsey (1979). Por esse motivo, Anjos-Silva & Rebêlo (2006), desconhecendo a correta identidade de *Exaerete trochanterica*, descreveram um exemplar desta espécie coletado em Mato Grosso, Brasil como *Exaerete guaycuru*. Aqui *E. guaycuru* é colocada como sinônimo júnior de *Exaerete trochanterica*.
Palavras-chave: *abelhas das orquídeas, abelhas parasitas, Panamá, sinonímia.*

Introdução

O gênero *Exaerete* Hoffmannsegg, 1817, pertencente à subtribo Euglossina, é tipicamente neotropical e constituído de abelhas de coloração verde-metálica, cujo tamanho corporal varia de 15 a 28 mm. As fêmeas são cleptoparasíticas e colocam seus ovos exclusivamente em ninhos de *Eulaema* Lepeletier, 1841 e *Eufriesea* Cockerell, 1899, dois outros gêneros de Euglossina (Garófalo & Rozen Jr. 2001). *Exaerete* tem distribuição do México até a Argentina (Moure 1964, Kimsey 1979, Michener 2000, Oliveira & Nemésio 2003, Roubik & Hanson 2004, Anjos-Silva & Rebêlo 2006).

Segundo Kimsey (1979), *E. trochanterica* ocorre do Panamá até o Norte do Brasil, entretanto, o único exemplar conhecido do Panamá, o mesmo que aparece no trabalho de Kimsey (1979), foi aqui examinado e difere substancialmente do tipo e de dezenas de exemplares examinados de *E. trochanterica*, o que permite descrevê-lo como uma nova espécie.

Material e Métodos

Foram examinados o tipo de *E. trochanterica* depositado no Museu de Berlim, um parátipo de *E. guaycuru* emprestado por E. J. Anjos-Silva e dezenas de exemplares das outras espécies do gênero, com exceção de *E. azteca* Moure, 1964. Com relação à pontuação do tegumento, foram considerados: 1) padrão de distribuição: regular ou irregular; 2) densidade: densa (intervalos entre os pontos menores que os diâmetros dos pontos) ou esparsa (intervalos maiores que os diâmetros dos pontos); 3) forma dos pontos: circular ou biselada; e 4) tamanho dos pontos, vistos com objetiva de 0,63×: pequena (menor ou igual 0,15 mm); média (entre 0,16 e 0,32) e grande (igual ou maior que 0,33).

Resultados

EXAERETE KIMSEYAE SP. N.

Exaerete trochanterica; Kimsey, 1979. J. Kansas Ent. Soc., 52(4): 736-740, 742, 744-746 (Tax., Ch., Figs., Dist. Geo., Redescr., partim).

Material Tipo: Holótipo, macho, com os seguintes dados "Canal Zone, Pan [*sic*], Barro Colorado I. [*sic*], VIII.15.1977 [data manuscrita à tinta], RB & LS Kimsey, *Exaerate* [*sic*] *trochanterica* (Friese), ♂, det. LS Kimsey" [esternos VII, VIII e cápsula genital colados em etiqueta adicional] [depositado na coleção da Universidade da Califórnia em Davis]. Coordenadas geográficas da localidade-tipo: 09º 09' N e 79º 50' W.

Diagnose: Semelhante a *E. trochanterica* mas diferindo pela área lisa nas laterais das tégulas, próximo aos escleritos alares; no escutelo com margem posterior reta e truncada (Figura 3), com área central relativamente desprovida de pontos. O bordo posterior dos tergos II a VI com área lisa tão longa quanto o diâmetro do ocelo médio (área lisa mais estreita em *E. trochanterica*). A pilosidade é escura e longa nas genas (Figura 2) (clara e mais curta em *E. trochanterica*). O esterno VII é um arco aberto, com profunda reentrância longitudinal mediana (Figura 5) (ver também figura 24a de Kimsey, 1979). Nisso, difere completamente de *E. trochanterica,* conforme se pode ver nas figura*s* 22a e 23a de Anjos-Silva & Rebêlo (2006).

Fêmea: desconhecida.

Iscas: desconhecidas.

Etimologia: Homenagem a Lynn Siri Kimsey, coletora do holótipo.

Descrição:

Coloração. Corpo verde-metálico no geral, mas com reflexos dourados no ápice do clípeo, disco do mesoscuto, propódeo, tergos I a V e tíbias posteriores; verde-metálico com reflexos violáceos na face anterior das pernas; membrana das asas castanho-escuro.

Pilosidade. Esparsa, relativamente curta e com pêlos claros mesclados com escuros na face e disco do mesoscuto; semelhante, porém com pêlos mais longos nos mesepisternos e lobos pronotais; menos esparsa, longa e predominantemente escura nas genas (Figura 2), face posterior das pernas dianteiras, tíbias médias e franja pósglandular ; mais densa, clara e moderadamente longa no propódeo, metepisternos, cantos inferiores do escutelo, trcnteres dianteiros, coxas traseiras e junto à fenda esternal; densa, escura e curta na face interna dos tarsos médios e traseiros.

Pontuação. Mal definida e densa no labro; regular, relativamente densa, circular aberta inferiormente e média (2 traços) na porção inferior do clípeo, esparsa na porção superior e áreas para-oculares inferiores; irregular, esparsa, circular e pequena (1 traço) na base das mandíbulas; regular, esparsa e circular aberta inferiormente nas áreas para-oculares superiores; regular, densa, circular e média no entorno dos alvéolos; irregular, densa, circular e pequena junto à base da linha frontal; regular, densa, biselada e média na área ante-ocelar; irregular; esparsa, circular, de pequena a média no vértice, porém menos densa nas genas; irregular, esparsa, circular e de pequena a média, porém rasa, nos lobos pronotais e metepisternos; regular, esparsa, circular e de pequena a média no mesoscuto; regular, densa, circular, pequena e rasa nas tégulas, com pequena porção lisa nas laterais, próximo aos escleritos alares; regular, densa, circular nos mesepisternos; irregular, esparsa, circular, de média a grande no escutelo, mas com área relativamente lisa no centro; irregular, bastante esparsa, circular, pequena e rasa na face externa das coxas e fêmures posteriores; irregular na face externa das tíbias posteriores, mal definida e densa na porção proximal, bastante esparsa, circular, média e rasa na distal; regular, densíssima, circular e pequena nos tergos I a VI, mas com o bordo posterior liso e equivalente ao diâmetro do ocelo médio na região mais central dos tergos II a VI, depois alargando-se para as laterais; mais densa ainda e pequena no centro dos tergos V e VI; irregular, esparsa, circular e pequena no esterno II, aumentando em densidade do III ao V, praticamente inexistente no VI.

Mensurações e Estrutura. Comprimento total 23 mm; largura da cabeça 6,5 mm, comprimento 5,7 mm, distância interorbital superior 2,8 mm; comprimento dos escapos 2,2 mm; comprimento dos olhos 4,2 mm; língua 12,7 mm, em repouso alcança o esterno I; palpos labiais tetra-segmentados; fronte sem tubérculo mediano (Figura 1). Largura do mesossoma 8 mm; comprimento das asas anteriores 24 mm; largura do escutelo 4.6 mm, comprimento 2.3 mm, com dois tubérculos laterais; margem escutelar posterior reta (Figura 3); hipo-epímero sem tubérculo; largura do abdomen 7.6 mm. Área "aveludada" cobrindo grande parte das tíbia médias, exceto em uma estreita faixa anterior que se alarga na porção distal; coxim longo e triangular, seus lados aproximadamente o triplo da base. Tíbia posterior com fenda glandular atingindo o ápice; na porção distal da face anterior, duas projeções dentiformes de onde saem os esporões (Figura 4). Esterno VII em arco aberto e com profunda reentrância longitudinal mediana (Figura 5), com um conjunto de cerdas apicais e fileiras de cerdas mais curtas centralmente; esterno VIII triangular apicalmente, o ápice mais estreitado junto aos pequenos lobos submediais e antes dos lobos mediais (Figura 6); gonóstilos (Figura 7) subtriangulares em vista lateral, com cerdas relativamente longas em sua margem ventral; lobos gonocoxais irregularmente arrendondados.

Figura 1. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista frontal da cabeça.

Figure 1. Head of *Exaerete kimseyae* sp. n. in frontal view.

Figura 4. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista lateral da perna posterior esquerda e suas projeções dentiformes.

Figura 4. Posterior leg of *Exaerete kimseyae* sp. n. in lateral view and its dental projection.

Figura 2. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista lateral da cabeça.

Figure 2. Head of *Exaerete kimseyae* sp. n. in lateral view.

Figura 5. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista dorsal do esterno VII.

Figure 5. Sternum VII of *Exaerete kimseyae* sp. n. in dorsal view.

Figura 3. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista dorsal do escutelo.

Figure 3. Scutellum of *Exaerete kimseyae* sp. n. in dorsal view.

Figura 6. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista dorsal do esterno VIII.

Figure 6. Sternum VIII of *Exaerete kimseyae* sp. n. in dorsal view.

Figura 7. *Exaerete kimseyae* sp. n. vista lateral da cápsula genital.

Figure 7. Genital capsule of *Exaerete kimseyae* sp. n. in lateral view.

Discussão

Kimsey (1979) comenta que o grupo frontalis, constituído por *E. frontalis* (Guérin-Menéville, 1845), *E. smaragdina* (Guérin-Menéville, 1845) e *E. trochanterica* (Friese, 1910) possui palpos labiaistetrasegmentados; margem posterior do escutelo convexa; hipo-epímeros com um tubérculo bem desenvolvido; fenda tibial dos machos atingindo o ápice da tíbia e gonóstilos subtriangulares. De fato, os palpos labiais são bisegmentados nas duas primeiras espécies, a margem posterior do escutelo é reta na primeira e na terceira e o hipo-epímero possui um tubérculo bem desenvolvido apenas nas duas primeiras. Por outro lado, aquela autora comenta logo em seguida que *E. trochanterica* não é muito próxima às outras duas espécies e que talvez pudesse ser considerada representante de um terceiro grupo.

Entretanto, em sua chave, *E. trochanterica* sai junto com espécies do grupo dentata, constituído por *E. dentata* (Linnaeus, 1758) e *E. azteca* Moure, 1964, as quais possuem hipo-epímeros desprovidos de protuberância e o escutelo com margem posterior linear ou côncava, exceto para *E. trochanterica* [passo 1, segunda alternativa]. Porém , a figura 14 apresentada pela autora como sendo o escutelo de *E. trochanterica*, possui a margem posterior convexa, o que é confirmado mais adiante em sua discussão sobre essa espécie (Kimsey 1979). Na verdadeira *E. trochanterica* a referida margem é levemente côncava e com projeções dentiformes póstero-laterais, mais semelhantes a *E. dentata*. A mesma confusão acontece com a figura 24 relativa aos esternos VII, VIII e cápsula genital.

Ao que tudo indica, Kimsey desenhou essas estruturas tendo em mãos o exemplar do Panamá que corresponde a *E. kimseyae* sp. n., ao passo que seus outros desenhos (figuras 9, 19) tanto podem ser de *E. trochanterica* quanto de *E. kimseyae* sp. n.

EXAERETE TROCHANTERICA (FRIESE, 1900)

Chrysantheda trochanterica Friese, 1900. Entomol. Nachr. 26(5): 66. Holótipo fêmea: Brasil, Pará, Belém (ZMB; examinado).

Exaerete guaycuru Anjos-Silva & Rebêlo, 2006. Zootaxa 1105: 27-35 (Sp. n., descr. orig., morf., tax.,). – Moure, Melo & Faria Jr., 2007: 254. In: J.S. Moure, D. Urban & G.A.R. Melo (orgs.). Catalogue of Bees (Hymenoptera: Apoidea) in the Neotropical Region (Cat.). – Anjos-Silva, Engel & Andena, 2007. Apidologie 38: (Fil., biogeo.). (examinado). Novo sinônimo.

Anjos-Silva & Rebêlo (2006) não reconheceram que tinham em mãos um exemplar de *E. trochanterica* e o descreveram como *E. guaycuru.* Chegaram a essa conclusão com base no trabalho de Kimsey (1979), como explicitado acima. Aqui , *E. guaycuru* Anjos-Silva & Rebêlo, 2006 é colocada como sinônimo-júnior de *E. trochanterica*, ao passo que suas figuras e descrição passam a servir agora para o reconhecimento de *E. trochanterica*.

Posteriormente, Anjos-Silva et al. (2007) colocaram *E. lepeletieri* como sinônimo de *E. frontalis.* Mencionam que a única e "insignificante" diferença entre elas estaria na margem apical do sétimo esterno metassomático, a qual possui forte lobo mediano em *E. frontalis* e relativamente fraco em *E. lepeletieri*. Não foram consideradas por eles, por exemplo, a ausência da protuberância na fronte, o escutelo com bordo posterior reto e a ausência de depressão na face interna dos fêmures posteriores, caracteres que distinguem nitidamente *E. lepeletieri* de *E. frontalis*. Tampouco foi considerado o fato da distribuição geográfica de *E. lepeletieri* ser restrita à bacia amazônica e a de *E. frontalis* ocorrer da América Central até o sul do Brasil.

Agradecimentos

A Lynn Siri Kimsey, Evandson dos Anjos-Silva e Frank Koch pelo empréstimo dos exemplares e tipos estudados.

Referências Bibliográficas

ANJOS-SILVA, E.J. & REBÊLO, J.M.M. 2006. A new species of *Exaerete* Hoffmannsegg (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) from Brazil. Zootaxa 1105:27-35.

ANJOS-SILVA, E.J., ENGEL, M.S. & ANDENA, S.R. 2007. Phylogeny of the cleptoparasitic bee genus *Exaerete* (Hymenoptera: Apidae). Apidologie 38:1-7.

GARÓFALO, C.A. & ROZEN-Jr., J.G. 2001. Parasitic Behavior of *Exaerete smaragdina* with descriptions of its mature oocyte and larval instars (Hymenoptera: Apidae: Euglossini). Am. Mus. Novit. 3349:1-26.

KIMSEY, L.S. 1979. An illustrated key to the genus *Exaerete* with description of male genitalia and biology (Hymenoptera: Apidae: Euglossini). J. Kansas Ent. Soc. 52(4):735-746.

MICHENER, C.D. 2000. The bees of the world. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

MOURE, J.S. 1964. A key to the parasitic euglossine bees and a new species of *Exaerete* from Mexico (Hymenoptera: Apoidea). Rev. Biol. Trop. 12:15-18.

MOURE, J.S., MELO, G.A.R. & FARIA-Jr., L.R.R. 2007. Euglossini Latreille, 1802. In Catalogue of Bees (Hymenoptera: Apoidea) in the Neotropical Region. (J.S. Moure, D. Urban & G.A.R. Melo, orgs.). Sociedade Brasileira de Entomologia, Curitiba, p.214-55.

OLIVEIRA, M.L. & NEMÉSIO, A. 2003. *Exaerete lepeletieri* (Hymenoptera: Apidae: Apini: Euglossina): a new cleptoparasitic bee from Amazonia. Lundiana 4(2):117-120.

ROUBIK, D. & HANSON, P.E. 2004. Abejas de orquídeas de la América tropical. Biología y guia de campo. INBio-Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.

Recebido em 22/10/2010
Versão reformulada recebida em 19/01/2011
Publicado em 07/02/2011

Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins

Ana Paula Carmignotto[1,3] & Caroline Cotrim Aires[2]

[1]Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus Sorocaba, Rod. João Leme dos Santos, SP-264, Km 110, Bairro Itinga, CEP 18052-780, Sorocaba, SP, Brasil
[2]Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – USP, Av. Nazaré, 481, Ipiranga, CEP 04263-000, São Paulo, SP, Brasil
[3]Autor para correspondência: Ana Paula Carmignotto, e-mail: apcarmig@ufscar.br

CARMIGNOTTO, A.P. & AIRES, C.C. **Non-volant mammals (Mammalia) from Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03911012011.

Abstract: The terrestrial mammal community was surveyed along three distinct localities (1-Mateiros, TO; 2- Rio da Conceição, TO e 3- Formosa do Rio Preto, BA) in the Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. The small non-volant mammals were recorded by the use of conventional live traps (5,396 trap.nights) and pitfall traps (5,300 trap.nights) in the different physiognomies found, such as: "campo úmido", "campo limpo", "campo sujo", "campo cerrado", "cerrado *sensu stricto*", "cerrado *sensu stricto* with rocks", gallery forest and wet gallery forest. The large mammals were casually registered by visual or indirect evidences (tracks, feces, carcasses). We recorded 24 small non-volant mammals and 17 large mammals, totalizing 41 species for this region. The small mammal community was characterized by several rare and intermediate in abundance species, and few species very abundant. Rodents from the family Cricetidae dominated both in number of species (14) as in number of individuals (50% of the community). The species segregated among the forested and open formations, showing the great habitat selectivity and the importance to survey the habitat mosaic to characterize the diversity of this mammal group. The small non-volant mammal fauna surveyed showed some overlap with the fauna from the Caatinga and Amazon biomes, demonstrating the importance of these biomes in the faunal composition of the communities localized in the northern portion of the Cerrado. In addition, we also recorded endemic species and species with a restricted distribution to this north portion, characterizing a distinct community within the Cerrado. The large mammal community was characterized by a high number of threatened species (10), increasing the importance of this region in preserving the fauna of the northern portion of the Cerrado.
Keywords: *marsupials, rodents, large mammals, diversity, composition, Cerrado, conservation.*

CARMIGNOTTO, A.P. & AIRES, C.C. **Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03911012011.

Resumo: A comunidade de mamíferos terrestres foi amostrada em três localidades (1-Mateiros, TO; 2- Rio da Conceição, TO e 3- Formosa do Rio Preto, BA) no interior da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Para o registro dos marsupiais e pequenos roedores foram utilizadas armadilhas convencionais (5.396 armadilhas. noite) e armadilhas de queda (5.300 *pitfalls*.noite) nas diferentes fitofisionomias encontradas, entre elas: campo úmido, campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, cerrado com afloramentos rochosos, mata de galeria e mata de galeria úmida. No caso dos mamíferos de médio e grande porte, foram obtidos registros casuais através de observação direta e evidências indiretas (rastros, fezes, crânios e carcaças de animais encontrados mortos). Foram amostradas 24 espécies de pequenos mamíferos e 17 espécies de mamíferos de médio e grande porte, totalizando 41 espécies para a região. Considerando-se os pequenos mamíferos, a comunidade foi representada por várias espécies raras e de abundância intermediária, e poucas espécies muito abundantes. Os roedores cricetídeos dominaram tanto em número de espécies (14) quanto em abundância (50% da comunidade). As espécies se distribuíram, basicamente, em dois tipos de fisionomias: um grupo esteve restrito aos ambientes florestais, e outro às formações abertas, demonstrando a grande seletividade de hábitats e a importância de se amostrar o mosaico de hábitats presente na região para uma melhor caracterização da diversidade deste grupo de mamíferos. Em termos biogeográficos, a fauna de pequenos mamíferos amostrada apresentou certa sobreposição com a fauna da Caatinga e da Amazônia, evidenciando a importância destes domínios para a composição de espécies das comunidades que habitam a porção norte do Cerrado, além da presença de espécies endêmicas e de distribuição geográfica restrita ao norte do domínio, caracterizando uma comunidade distinta de outras regiões do Cerrado. Em relação aos mamíferos de médio e grande porte, a presença de um elevado número de espécies ameaçadas de extinção (10) também ressalta a importância da preservação desta região.
Palavras-chave: *marsupiais, roedores, mamíferos de médio e grande porte, diversidade, composição, Cerrado, conservação.*

Introdução

O Cerrado é o domínio aberto mais representativo da América do Sul, tanto em termos de área, abrangendo aproximadamente 2 milhões de km^2, quanto em termos de diversidade, apresentando em torno de 10.000 espécies de plantas, 150 de anfíbios, 252 de répteis, 837 de aves e 249 espécies de mamíferos (Myers et al. 2000, Colli et al. 2002, Marinho-Filho et al. 2002, Carmignotto 2005, Costa et al. 2007, Zortéa & Aguiar 2008). Entretanto, do ponto de vista científico, o Cerrado permanece como um dos domínios brasileiros menos estudados (Oliveira & Marquis 2002). Em relação à mastofauna, à medida que inventários e trabalhos taxonômicos são realizados, novos gêneros e novas espécies são descritos para a região (e.g. Hershkovitz 1990a,b, 1993, Langguth & Bonvicino 2002, Bonvicino 2003, Gonçalves et al. 2005, Weksler & Bonvicino 2005), revelando a necessidade de estudos neste domínio.

À parte os problemas científicos, o Cerrado vem enfrentando um período de intensa fragmentação e degradação. Durante os últimos 40 anos, a região tem sido utilizada para criação extensiva de gado e para o desenvolvimento da agricultura moderna, recebendo vários incentivos econômicos como parte de políticas federais que têm como objetivo povoar e transformá-la em um dos principais pólos agrícolas do país (Marris 2005). Estima-se que 80% da vegetação nativa foi transformada em pastos cultiváveis, áreas de agricultura, usinas hidrelétricas, assentamentos urbanos ou simplesmente áreas degradadas (Klink & Machado 2005). No entanto, apesar da urgência em se preservar áreas de Cerrado, atualmente apenas 2,2% de sua área total está protegida por lei, em unidades de conservação federais (Cavalcanti & Joly 2002). Para embasar a escolha de áreas prioritárias para conservação, é necessário que a fauna do Cerrado seja conhecida, bem como os limites da distribuição geográfica das espécies que aí ocorrem.

A região da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) está parcialmente inserida no polígono de importância extremamente alta para a conservação da biodiversidade, denominado "Águas Emendadas do Rio do Sono", reconhecido pelo workshop "Ações Prioritárias para a Conservação do Cerrado e Pantanal" de março de 1998. A Estação também é uma das áreas nucleares da Reserva da Biosfera do Cerrado, e compõe parte do Corredor Ecológico do Jalapão (IBAMA 2004). O estudo da fauna de mamíferos desta região justifica-se por tratar-se de uma área na porção norte do Cerrado, com influência de outros domínios como a Caatinga e a Floresta Amazônica, com potencial de endemismos (Carmignotto 2005). Esta área, muito bem preservada, não foi satisfatoriamente amostrada até o momento.

Os objetivos deste estudo foram inventariar a fauna de mamíferos terrestres da região, acrescentando informações sobre abundância e seletividade de habitat das espécies nos sítios de coleta, no sentido de contribuir com o aumento do conhecimento sobre a fauna de mamíferos do Cerrado e de tornar possíveis comparações com domínios adjacentes.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A EESGT localiza-se na porção norte do Cerrado, a leste do Estado de Tocantins, e extremo noroeste da Bahia (entre 10° 30' a 11° 17' S e 47° 14' a 46° 10' W - 496 m). Com uma área de aproximadamente 716.306 ha, situa-se a 260 km a leste de Palmas, Tocantins, abrangendo três municípios nesse estado (Ponte Alta do Tocantins a noroeste, Mateiros a nordeste, e Rio da Conceição ao sul) e um município na Bahia (Formosa do Rio Preto) (Figura 1).

A EESGT situa-se em uma região caracterizada pelo relevo levemente ondulado a ondulado, com predomínio das coberturas metassedimentares conhecidas como Patamares dos rios São Francisco-Tocantins. A paisagem é composta por planaltos e chapadões aplainados, serras do tipo "mesa" e morros testemunhos (Mamede et al. 2002, Villela & Nogueira neste volume). A região apresenta relativa estabilidade geológica, porém sofre ação erosiva intensa que constantemente modifica a paisagem regional. A formação de dunas, por exemplo, devido à ação fluvial e eólica sobre os chapadões areníticos é característica. Os solos predominantes são os areno-quartzosos distróficos e álicos, mas também se registra a presença de latossolos na região (Mamede et al. 2002, IBAMA 2004).

A EESGT localiza-se próxima às nascentes do rio Novo, da sub-bacia do rio do Sono, que por sua vez é a origem dos principais tributários da bacia hidrográfica do Araguaia-Tocantins (Mamede et al. 2002). O clima dominante é o Tropical semi-úmido do Brasil Central (Aw segundo Köppen). A região amostrada apresenta precipitação média anual em torno de 1450 mm, com maior pluviosidade (263 mm) no mês de dezembro, e menor (0 mm) nos meses de junho e julho. Na estação chuvosa, entre outubro a abril, registra-se excedente hídrico em torno de 700 mm; na estação seca, entre maio a setembro, há uma deficiência hídrica de 185 mm. A temperatura média anual é de 24,1 °C; registrando-se as mais altas temperaturas ao final da estação seca e início da estação chuvosa, nos meses de setembro e outubro (média de 25,6 °C), e as mais baixas ao longo da estação seca, em julho (média de 22,6 °C) (Leemans & Cramer 1991) (Figura 2).

Segundo o mapa de vegetação do IBGE (IBGE 1993), o tipo de fisionomia dominante é a Savana (Cerrado), e na região ocorrem os tipos de hábitat conhecidos como savana gramíneo-lenhosa, savana parque e savana arborizada, que correspondem às fisionomias de campo limpo, campo sujo, campo cerrado e cerrado *sensu stricto* (Oliveira & Ratter 2002). Os tipos de vegetação dominantes são o campo limpo e campo sujo entremeados por manchas de campo cerrado e cerrado *sensu stricto*. É também muito comum observarmos a presença de extensas veredas e campos úmidos no interior das áreas de campo. Formações florestais, no entanto, são escassas, encontrando-se áreas de mata de encosta e mata de galeria próximas aos maiores rios, e em alguns trechos em suas margens, como no Rio Novo.

A região encontra-se em ótimo estado de conservação, apresentando grandes extensões inabitadas e uma das mais baixas densidades demográficas do país, com apenas 1,3 habitantes/km^2 (IBAMA 2004). Há pequenos povoados e fazendas de criação de gado ou de cultivo nas proximidades e em seu interior. Entretanto, a caça e as atividades turísticas parecem ser as atividades mais relacionadas à perturbação ambiental na região.

2. Metodologia de amostragem

A comunidade de mamíferos terrestres foi amostrada em três localidades no interior da EESGT. Na primeira excursão, de 29 de março a 9 de abril de 2003, foram amostradas áreas situadas em torno de 60 km da cidade de Mateiros, TO (localidade 1 - 10° 40' S e 46° 52' W). Na segunda viagem de campo, de 26 de janeiro a 4 de fevereiro de 2008, foram amostradas áreas localizadas em torno de 70 km da cidade de Rio da Conceição, TO (localidade 2 – 11° 14' S e 46° 51' W). A terceira excursão, de 9 a 16 de fevereiro de 2008, concentrou-se em áreas próximas ao município de Formosa do Rio Preto, BA (localidade 3 – 10° 38' S e 46° 10' W) (Figura 1). As amostragens ocorreram durante a estação chuvosa com o intuito de obter dados comparativos visto que a primeira localidade foi amostrada durante a estação chuvosa. Em outras amostragens realizadas no Cerrado, observa-se um maior sucesso de captura e

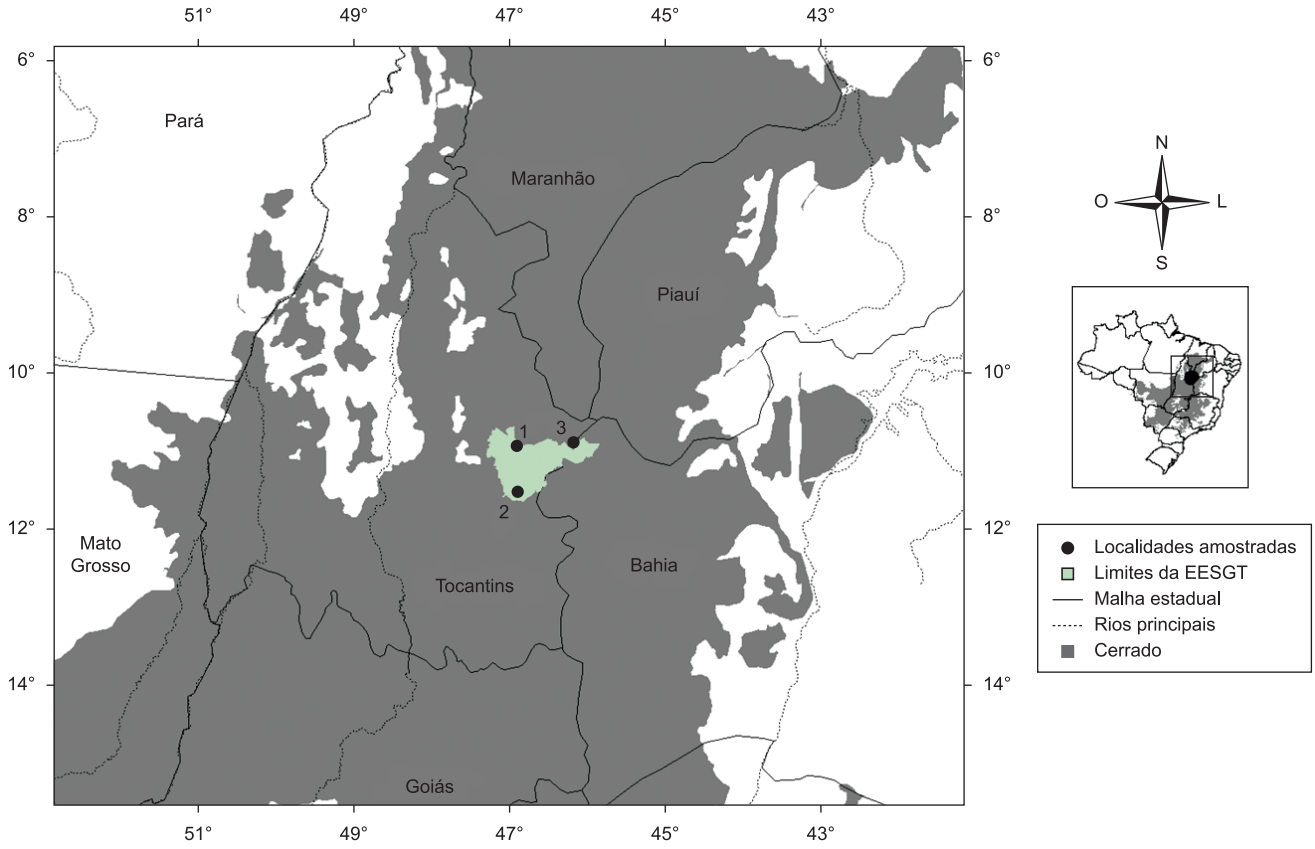

Figura 1. Mapa mostrando a localização dos pontos amostrados no Brasil, e no detalhe no interior da EESGT. 1 = Mateiros, TO; 2 = Rio da Conceição, TO e 3 = Formosa do Rio Preto, BA. A distribuição do Cerrado baseia-se em IBGE (IBGE 1993).

Figure 1. Map showing the points surveyed in Brazil and in detail in the EESGT. 1 = Mateiros, TO; 2 = Rio da Conceição, TO and 3 = Formosa do Rio Preto, BA. The Cerrado distribution is based on IBGE (IBGE 1993).

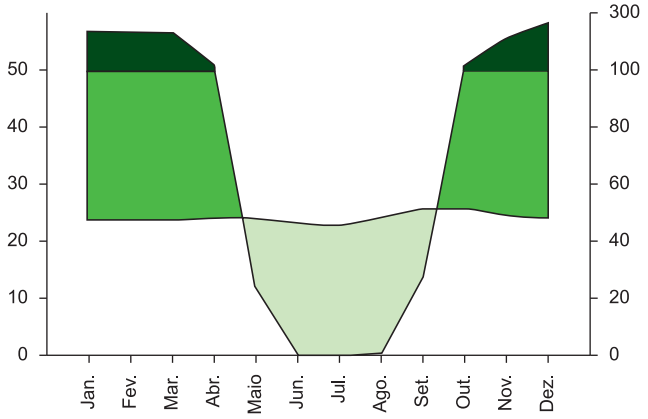

Figura 2. Diagrama climático segundo Walter (1986) da região onde se insere a EESGT.

Figure 2. Climatic diagram based on Walter (1986) from the region of EESGT.

riqueza de espécies durante esta época do ano (Marinho-Filho et al. 1994, Vieira & Palma 2005). Cada localidade foi amostrada por períodos de 8 a 10 dias de captura, totalizando 28 dias de amostragem durante o período em campo.

Foram amostradas diferentes fitofisionomias encontradas nas localidades estudadas e cada ponto de amostragem foi georreferenciado e classificado quanto ao tipo de hábitat, considerando-se os tipos básicos de vegetação já reconhecidos para o Cerrado (ver Eiten 1994, Oliveira & Ratter 2002).

2.1. Pequenos mamíferos não voadores

Dada a variação em tamanho registrada entre pequenos mamíferos (Eisenberg & Redford 1999) e as diferenças de comportamento frente às armadilhas (Woodman et al. 1996), foram utilizados diferentes modelos de armadilhas complementares: 1- armadilhas de interceptação e queda ou *pitfalls*, e 2- armadilhas de isca, da marca Sherman™ (de dois tamanhos: 7,5 × 8,5 × 23 cm e 10 × 12 × 37,5 cm); e gaiolas de fabricação artesanal, com 19,5 × 20 × 32 cm. O uso de métodos complementares em um levantamento faunístico permite que a amostragem realizada seja mais eficiente, já que possibilita a captura de um maior número de espécies em um intervalo de tempo menor (Lyra-Jorge & Pivello 2001, Umetsu et al. 2006). A configuração dos sistemas de disposição das armadilhas foi a seguinte:

Pitfalls: foram dispostos em linhas independentes de cinco (localidades 2 e 3) ou dez (localidade 1) estações de captura cada uma, sendo cada estação disposta a 15 metros de distância uma da outra. Cada estação foi composta por quatro baldes de 35 L enterrados no solo, sendo um central e os outros três dispostos a quatro metros de distância deste, nos vértices de um triângulo equilátero imaginário. Uma lona de 50 cm de altura foi esticada perpendicularmente ao solo, unindo o balde central aos outros três e funcionando como cercas-guia, como descrito na disposição radial em Cechin & Martins (2000). Em cada localidade amostrada foram instaladas seis (localidade 1) ou nove (localidades 2 e 3) linhas de *pitfalls*, cada uma contendo 40 e 20 baldes respectivamente, totalizando

240 (localidade 1) e 180 baldes (localidades 2 e 3). A configuração utilizada já foi instalada em outras localidades apresentando resultados satisfatórios e superando, inclusive, o sucesso de captura das armadilhas convencionais (Hice & Schmidly 2002, Umetsu et al. 2006, Cáceres et al. 2011).

Armadilhas convencionais: foram instaladas em linhas independentes compostas de 15 a 30 armadilhas cada. As armadilhas de modelos diferentes ("Sherman pequena", "Sherman grande" e "gaiola") foram intercaladas, sendo a distância entre armadilhas consecutivas de 15 m. Na localidade 1 foram utilizadas 210 armadilhas (7 linhas de 30 armadilhas), na localidade 2 foram usadas 195 armadilhas (6 linhas de 30 e 1 linha de 15 armadilhas) e na localidade 3 instalamos 189 armadilhas (9 linhas de 21 armadilhas). As armadilhas também foram dispostas a alturas diferentes, do nível do solo até 2 m, com o intuito de amostrar espécies de hábito escansorial ou arborícola (e.g. Astúa et al. 2006). A isca utilizada visou atrair espécies que apresentam dietas variadas (Patric 1970, Astúa et al. 2006), e foi constituída por uma mistura de pasta de amendoim, sardinha e fubá, sendo que nas gaiolas uma rodela de mandioca foi colocada como suporte.

As unidades de esforço empregadas foram a) *pitfalls*.noite e b) armadilhas.noite, as quais foram obtidas multiplicando-se o número total de armadilhas e *pitfalls* (baldes) pelo número total de noites em que os mesmos estiveram abertos. O esforço total empreendido em cada metodologia de amostragem por localidade encontra-se descrito na Tabela 1. A eficiência das duas metodologias de captura empregadas foi expressa pelo sucesso de captura, em porcentagem (Wilson et al. 1996), dividindo-se o número total de indivíduos capturados pelo esforço total empregado durante o período de estudo.

2.2. Mamíferos de médio e grande porte

Registros obtidos através de observação direta e evidências indiretas (rastros, fezes, crânios e carcaças de animais encontrados mortos) foram considerados, apesar de seu esforço não poder ser quantificado, sendo estes dados obtidos ocasionalmente durante o período em campo (Voss & Emmons 1996). Os rastros foram fotografados, mensurados e identificados geralmente ao nível genérico, e ao nível específico quando possível, utilizando-se como referência Becker & Dalponte (1991) e Borges & Tomás (2004).

3. Preparação e destino dos exemplares

Os espécimes de mamíferos coletados foram preservados em via líquida (formol 10%), e em via seca (taxidermizados), sendo a carcaça nesse caso preservada em álcool 70% e posteriormente preparada como crânio e esqueleto pós-craniano em dermestário. Cada espécime foi individualizado por etiqueta numerada e a data, o local de coleta, a espécie, o sexo, a classe etária, a condição reprodutiva, e as medidas padrão (vide Moojen 1943, Emmons & Feer 1997) foram registradas. Alíquotas de tecido visceral dos espécimes coletados encontram-se preservadas em etanol absoluto para futuros estudos moleculares. O material coletado (espécimes e tecidos) está depositado na coleção de mamíferos do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), em processo de tombamento (ver Apêndice 1). Os exemplares excedentes, ou seja, capturados em número superior a 15 indivíduos por espécie e por localidade, e que tiveram sua identidade taxonômica confirmada em campo, foram marcados através de perfurações nas orelhas, e soltos no local de captura (Wilson et al. 1996). As mesmas informações já citadas para os espécimes coletados foram obtidas para os exemplares marcados e soltos.

A identificação taxonômica das espécies foi realizada através da análise da pele e do crânio dos espécimes coletados, sendo utilizada como referência a coleção de mamíferos do MZUSP, bem como a literatura científica especializada. A nomenclatura das espécies e o arranjo taxonômico nas categorias de ordem, família e subfamília seguem Wilson & Reeder (2005), exceto quando artigos mais recentes alteraram a nomenclatura e o arranjo publicados nessa obra, como, por exemplo, Voss et al. (2005), Weksler & Bonvicino (2005) e Weksler et al. (2006). O arranjo taxonômico na categoria de tribos para os roedores sigmodontíneos segue Smith & Patton (1999).

4. Análise dos dados

A suficiência do esforço de captura foi avaliada através das curvas de rarefação obtidas para cada localidade, assim como para o total da área amostrada, como uma maneira de avaliar a amostragem realizada no presente estudo (Gotelli & Colwell 2001). Utilizamos o estimador *Jackknife* de segunda ordem para estimar a riqueza esperada, visto que apresenta bons resultados em comunidades com baixo índice de equabilidade, como encontrado no presente estudo (Brose et al. 2003). Utilizamos o programa ESTIMATE S versão 8.0.0 (Colwell 2004) para estimar os valores das curvas de rarefação, e do estimador de riqueza. Estes dados foram estimados utilizando 100 sorteios aleatórios sem reposição das seqüências de amostras. A média e o desvio padrão da riqueza observada e estimada foi apresentada para cada localidade e para a amostragem como um todo.

Utilizamos o conceito de soma (*additive partitioning*) (Loreau 2000, Veech et al. 2002) para estimar e comparar os diferentes níveis de diversidade, expressos em porcentagem, permitindo avaliar a contribuição relativa de cada um (diversidade alfa e beta) para a diversidade total (diversidade gama) (Whittaker 1972). A diversidade alfa foi calculada como o número médio de espécies amostrado em cada hábitat (ou a riqueza de cada localidade); a diversidade beta como o número médio de espécies encontrado entre hábitats (ou a riqueza entre localidades); e a diversidade gama como o número total de espécies obtido na área de estudo.

A abundância relativa das espécies foi estimada dividindo-se o número total de indivíduos amostrados de cada espécie pelo número total de indivíduos registrados em cada localidade, e na área de estudo como um todo (Magurran 2004).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi utilizado como medida de diversidade (Krebs 1999). Estimamos também a equabilidade da amostra ($E = e^{H'}/S$, onde S é o número total de espécies registradas) como medida da contribuição das espécies amostradas para a abundância total. Estes índices foram usados de maneira comparativa entre as localidades, e também foram estimados para a amostragem como um todo.

Devido ao esforço não ter sido semelhante entre hábitats amostrados, utilizou-se como medida de comparação o sucesso de captura expresso em porcentagem (%), calculado dividindo-se o número total de indivíduos de cada espécie capturada em cada hábitat pelo esforço aplicado neste hábitat (número de armadilhas ou de *pitfalls*, ou de ambos, quando a espécie foi capturada pelos dois tipos de armadilhas).

A ordenação por Análise de Correspondência Retificada (*Detrended Correspondence Analysis* - DCA) foi utilizada com o intuito de verificar a relação entre os diferentes hábitats quanto à composição e abundância (baseada no sucesso de captura) das espécies de pequenos mamíferos. Este método foi escolhido visto que a ordenação dos hábitats e das espécies pode ser visualizada simultaneamente, facilitando a interpretação do resultado, além de ser o método de ordenação recomendado quando a relação entre as espécies não é linear, como no presente estudo (Urban 2000). Esta análise foi realizada pelo programa PC-ORD for Windows versão 4.25 (McCune & Mefford 1999), onde utilizamos a opção eixos reescalonados e 26 como o número de segmentos, considerados satisfatórios neste tipo de análise (Palmer 2004).

Tabela 1. Linhas de armadilhas convencionais e de *pitfalls* instaladas nas três localidades amostradas na EESGT indicando o esforço de captura (armadilhas.noite e *pitfalls*.noite) por hábitat em cada localidade amostrada e na área de estudo.

Table 1. Live and *pitfall* trap lines installed in the three localities surveyed in the EESGT indicating the sampling effort (trap.nights and pitfall.nights) in each habitat and locality in the study area.

Hábitats	Localidade 1		Localidade 2		Localidade 3	
	Arm.	Pitfalls	Arm.	Pitfalls	Arm.	Pitfalls
Campo úmido / vereda	305	-	270	180	189	180
Campo limpo	275	760	240	160	378	360
Campo sujo	275	360	270	180	378	360
Campo cerrado	305	-	240	160	189	180
Cerrado *sensu stricto*	305	400	270	360	189	180
Cerrado *sensu stricto* com afloramentos rochosos	275	280	270	360	378	360
Mata galeria úmida	-	-	120	160	-	-
Mata galeria	275	320	-	-	-	-
Total	2015	2120	1680	1560	1701	1620
Total	5396	5300	-	-	-	-

Resultados

1. Pequenos mamíferos não voadores

1.1. Riqueza e composição de espécies

A fauna de pequenos mamíferos não voadores amostrada na região da EESGT foi composta de 24 espécies: seis pertencentes à ordem Didelphimorphia, família Didelphidae, subfamília Didelphinae, e uma à subfamília Caluromyinae; 14 pertencentes à ordem Rodentia, família Cricetidae, subfamília Sigmodontinae; duas pertencentes à família Echimyidae, subfamília Eumysopinae; e 1 pertencente à família Caviidae, subfamília Caviinae (Tabela 2). A única espécie não identificada em nível específico (*Thrichomys* sp.) é uma espécie provavelmente nova. Bonvicino et al. (2002b) e Braggio & Bonvicino (2004), baseado em dados citogenéticos (2n = 26 e NF = 48) e moleculares (representando uma linhagem distinta), associaram espécimes provenientes do estado da Bahia ao táxon *Thrichomys inermis*. Os espécimes da EESGT apresentaram 2n = 26 e NF = 46, e segundo Basile (2003), não se enquadram na diagnose de *T. inermis*, táxon restrito à porção leste da Bahia, delimitado pelo rio São Francisco; sendo considerado um táxon distinto no presente estudo (táxon citado como *Thrichomys* sp. 2 em Carmignotto 2005).

O número de gêneros amostrados foi praticamente semelhante ao número de espécies, dado que somente os gêneros *Cerradomys*, *Oecomys* e *Oligoryzomys* apresentaram duas espécies cada um na região. Dentre os roedores cricetídeos, foram registradas espécies pertencentes às tribos Akodontini (*Necromys lasiurus*, *Oxymycterus delator* e *Thalpomys cerradensis*), Oryzomini (*Cerradomys marinhus*, *C. scotti*, *Hylaeamys megacephalus*, *Nectomys rattus*, *Oecomys bicolor*, *O. paricola*, *Oligoryzomys fornesi* e *O. moojeni*), Phyllotini (*Calomys tener*), Thomasomini (*Rhipidomys macrurus*) e um *incertae sedis* (*Pseudoryzomys simplex*).

1.2. Comparação entre os métodos de amostragem

As armadilhas de isca foram responsáveis pela captura de 135 indivíduos (20 marsupiais, 50 roedores cricetídeos, 64 equimídeos e 1 caviídeo), totalizando um sucesso de 2,5% (Tabela 2). Os *pitfalls* apresentaram sucesso de captura inferior, de 1,3% e amostraram 70 indivíduos (16 marsupiais, 53 roedores cricetídeos e 1 equimídeo) (Tabela 2). A composição de espécies amostradas pelas duas metodologias de captura também apresentou diferenças. As armadilhas de isca amostraram 16 espécies distintas, sendo dois marsupiais (*Didelphis albiventris* e *Micoureus demerarae*), dois roedores cricetídeos (*Nectomys rattus* e *Rhipidomys macrurus*), um equimídeo (*Thrichomys* sp.) e um caviídeo (*Cavia aperea*), exclusivamente capturadas nestas armadilhas (Tabela 2). Os *pitfalls* registraram a presença de 17 espécies na região, entre as quais um marsupial (*Cryptonanus agricolai*) e seis roedores cricetídeos (*Calomys tener*, *Cerradomys scotti*, *Oecomys bicolor*, *Oligoryzomys fornesi*, *O. moojeni* e *Pseudoryzomys symplex*) foram somente capturados nesse tipo de armadilha (Tabela 2). Os diferentes modelos de armadilhas de isca também apresentaram espécies exclusivas, os roedores *Rhipidomys macrurus* e *Cavia aperea* somente foram capturados em armadilhas *Sherman*, e o marsupial *Didelphis albiventris* somente em armadilhas gaiola. Com relação ao número de indivíduos capturados, o uso de armadilhas distintas também colaborou, dado que espécies de maior porte, como os roedores equimídeos, por exemplo, foram preferencialmente capturados nas gaiolas, provavelmente devido ao maior tamanho das mesmas. As estimativas de abundância destas espécies são melhor embasadas através do uso desta metodologia, que foi responsável por 64,6% das capturas destes indivíduos na área de estudo (Tabela 2).

1.3. Diversidade e abundância relativa

As curvas de rarefação obtidas tanto para cada localidade quanto para o período total de amostragem apresentaram uma ascensão leve, porém contínua, ao longo do período de estudo (Figura 3), sugerindo que o número de espécies amostrado (23 – excluindo a única espécie exclusivamente amostrada manualmente, *Caluromys lanatus*) ainda é inferior ao número de espécies esperado para a região. A estimativa de riqueza obtida (28 espécies) (Figura 4) corrobora estes resultados. Entretanto, podemos considerar nossa amostragem satisfatória, dado que a maior parte desta comunidade foi amostrada no presente estudo (82% da riqueza esperada).

A abundância relativa das espécies variou de 0,5% (1 indivíduo amostrado) a 27,3% (56 indivíduos amostrados) (Tabela 2). Os marsupiais representaram 17,6% da comunidade, apresentando uma espécie de abundância mais elevada: *Thylamys karimii* (11,2%) e cinco espécies raras: *Cryptonanus agricolai* (0,5%), *Didelphis albiventris* (1,0%), *Gracilinanus agilis* (1,5%), *Micoureus demerarae* (1,5%) e *Monodelphis domestica* (1,9%). Os roedores cricetídeos dominaram

Tabela 2. Riqueza e abundância relativa (AR%) das espécies de marsupiais e roedores amostradas por tipo de armadilha, S = Sherman, G = Gaiola e P = *pitfalls*, na EESGT durante o período de estudo e em cada localidade (1- Mateiros, TO; 2- Rio da Conceição, TO e 3- Formosa do Rio Preto, BA).

Table 2. Richness and relative abundance (RA%) of the marsupials and rodents surveyed by the live and *pitfall* traps, S = Sherman, G = wire and P = pitfall, in the EESGT during the study in each locality (1- Mateiros, TO; 2- Rio da Conceição, TO and 3- Formosa do Rio Preto, BA).

Táxon	P	S	G	Total AR(%)	1 AR(%)	2 AR(%)	3 AR(%)
Ordem Didelphimorphia							
Família Didelphidae							
Caluromys lanatus (Olfers, 1818)*	-	-	-	-	-	-	01*
Cryptonanus agricolai (Moojen, 1943)	01	-	-	01 (0,5%)	-	01 (1,3%)	-
Didelphis albiventris Lund, 1840*	-	-	02	02 (1,0%)	01 (1,3%)	01*	01 (1,9%)
Gracilinanus agilis (Burmeister, 1854)	02	01	-	03 (1,5%)	-	03 (4,0%)	-
Micoureus demerarae (Thomas, 1905)	-	02	01	03 (1,5%)	01 (1,3%)	02 (2,7%)	-
Monodelphis domestica (Wagner, 1842)	03	01	-	04 (1,9%)	-	03 (4,0%)	01 (1,9%)
Thylamys karimii (Petter, 1968)	10	12	01	23 (11,2%)	10 (12,8%)	06 (8,0%)	07 (13,5%)
Total	16	16	04	36 (17,6%)	12 (15,4%)	15 (20%)	09 (17,3%)
Ordem Rodentia							
Família Cricetidae							
Calomys tener (Winge, 1887)	06	-	-	06 (2,9%)	-	03 (4,0%)	03 (5,8%)
Cerradomys marinhus (Bonvicino, 2003)	02	-	02	04 (1,9%)	-	01 (1,3%)	03 (5,8%)
Cerradomys scotti (Langguth & Bonvicino, 2002)	02	-	-	02 (1,0%)	01 (1,3%)	01 (1,3%)	-
Hylaeamys megacephalus (Fischer, 1814)	03	-	01	04 (1,9%)	-	04 (5,3%)	-
Necromys lasiurus (Lund, 1841)	08	16	01	25 (12,2%)	05 (6,4%)	06 (8,0%)	14 (26,9%)
Nectomys rattus (Pelzeln, 1883)	-	01	01	02 (1,0%)	-	02 (2,7)	-
Oecomys bicolor (Tomes, 1860)	04	-	-	04 (1,9%)	-	04 (5,3%)	-
Oecomys paricola (Thomas, 1904)	02	02	01	05 (2,4%)	03 (3,8%)	02 (2,7%)	-
Oligoryzomys fornesi (Massoia, 1973)*	02	-	-	02 (1,0%)	02 (2,5%)*	-	-
Oligoryzomys moojeni Weksler & Bonvicino, 2005	01	-	-	01 (0,5%)	01 (1,3%)	-	-
Oxymycterus delator Thomas, 1903	01	04	02	07 (3,4%)	04 (5,1%)	03 (4,0%)	-
Pseudoryzomys simplex (Winge, 1887)	01	-	-	01 (0,5%)	01 (1,3%)	-	-
Rhipidomys macrurus (Gervais, 1855)*	-	01	-	01 (0,5%)	01*	01 (1,3%)	-
Thalpomys cerradensis Hershkovitz, 1990	21	15	03	39 (19,1%)	23 (29,5%)	14 (18,8%)	02 (3,8%)
Total	53	39	11	103 (50,2%)	40 (51,3%)	41 (54,7%)	22 (42,3%)
Família Caviidae							
Cavia aperea Erxleben, 1777	-	01	-	01 (0,5%)	-	-	01 (1,9%)
Total	-	01	-	01 (0,5%)	-	-	01 (1,9%)
Família Echimyidae							
Proechimys roberti Thomas, 1901	01	01	07	09 (4,4%)	08 (10,3%)	01 (1,3%)	-
Thrichomys sp.*	-	21	35	56 (27,3%)	18 (23,1%)	18 (24,0%)*	20 (38,5%)
Total	01	22	42	65 (31,7%)	26 (33,3%)	19 (25,3%)	20 (38,5%)
TOTAL	70	78	57	205	78	75	52

*01 espécime de *Caluromys lanatus*, 01 de *Didelphis albiventris*, 01 de *Oligoryzomys fornesi*, 01 de *Rhipidomys macrurus* e 01 de *Thrichomys* sp. foram amostrados manualmente.

a comunidade, abrangendo 50,2% dos indivíduos capturados, sendo a tribo Akodontini a mais abundante (*T. cerradensis* - 19,1%; *N. lasiurus* – 12,2% e *O. delator* - 3,4%), representando 34,7% da comunidade, seguida pela tribo Oryzomini, que representou 12,6% dos indivíduos capturados (*O. paricola* – 2,4%; *C. marinhus* – 1,9%; *H. megacephalus* – 1,9%; *O. bicolor* – 1,9%; *C. scotti* – 1,0%; *N. rattus* – 1,0%; *O. fornesi* – 1,0%; *R. macrurus* – 1,0% e *O. moojeni* – 0,5%). A espécie de Phyllotini *C. tener* foi rara, sendo representada por seis indivíduos (2,9%) e a espécie *incertae sedis P. symplex* ainda mais rara, com um único indivíduo capturado (0,5%). A família Echimyidae foi representada por duas espécies (*Thrichomys* sp.- 27,3% e *Proechimys roberti* – 4,4%), abrangendo 31,7% da comunidade amostrada (Tabela 2).

Com exceção das quatro espécies mais abundantes (*Thrichomys* sp., *Thalpomys cerradensis*, *Necromys lasiurus* e *Thylamys karimii*), que representaram 69,8% da comunidade amostrada, o restante das espécies esteve representada por um pequeno número de indivíduos (1 a 9), abrangendo 30,2% da comunidade. Estes resultados, consequentemente, influenciaram o índice de equabilidade obtido (E = 0,46), que foi relativamente baixo. Da mesma forma, influenciaram o índice de diversidade calculado para a região (H' = 2,36; D = 10,59), que apesar disso apresentou uma riqueza alta

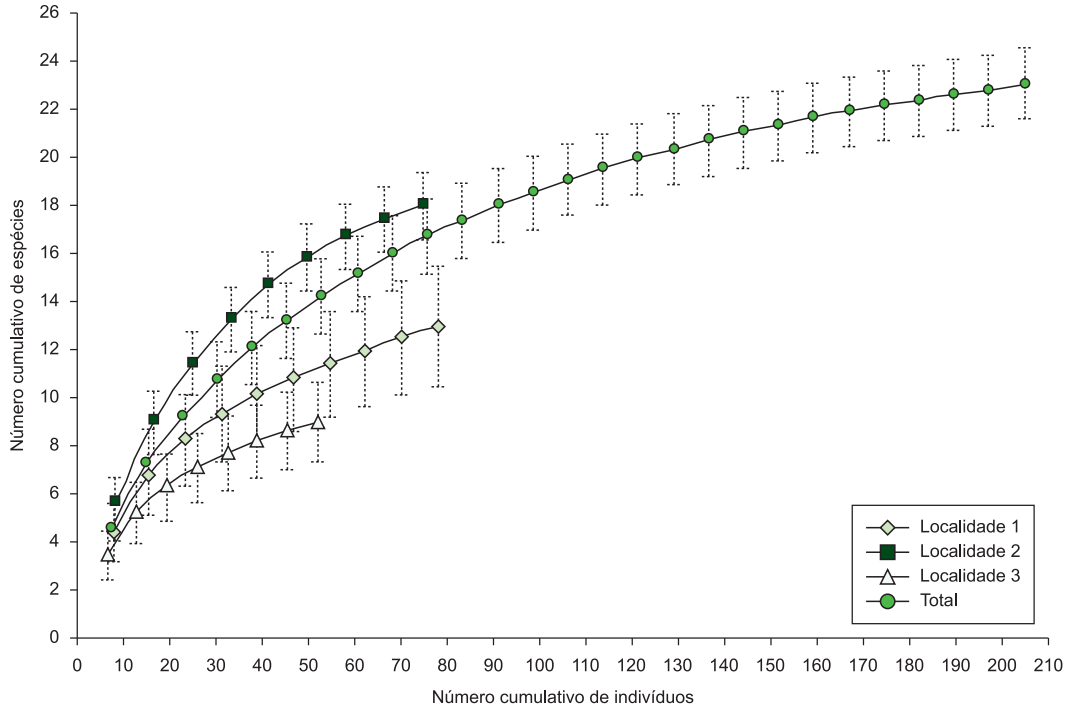

Figura 3. Curva média de incremento no número de espécies registradas com o aumento do esforço de amostragem empregado e do número de indivíduos amostrados em Mateiros, TO (localidade 1); Rio da Conceição, TO (localidade 2); Formosa do Rio Preto, BA (localidade 3); e ao longo de todo período de estudo na EESGT (Total). As barras representam os desvios padrão de cada valor médio.

Figure 3. Mean curve of the increased number of species registered with the increase in sampling effort and in the number of individuals surveyed in Mateiros, TO (locality 1); Rio da Conceição, TO (locality 2); Formosa do Rio Preto, BA (locality 3); and in the total period of the study in the EESGT (Total). The bars represent the standard deviation from each mean value.

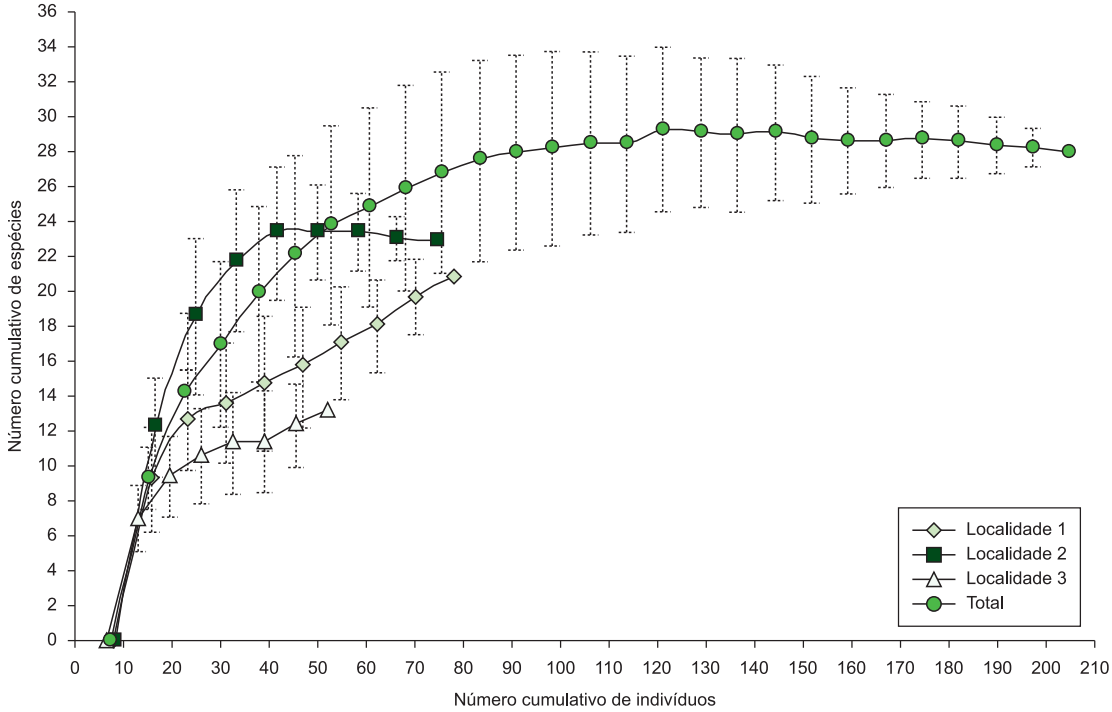

Figura 4. Curva média de incremento no número de espécies estimadas (*Jackknife* 2) com o aumento do esforço de amostragem empregado e do número de indivíduos amostrados em Mateiros, TO (localidade 1); Rio da Conceição, TO (localidade 2); Formosa do Rio Preto, BA (localidade 3); e ao longo de todo período de estudo na EESGT (Total). As barras representam os desvios padrão de cada valor médio.

Figure 4. Mean curve of the increased number of species estimated (*Jackknife* 2) with the increase in sampling effort and in the number of individuals surveyed in Mateiros, TO (locality 1); Rio da Conceição, TO (locality 2); Formosa do Rio Preto, BA (locality 3); and in the total period of the study in the EESGT (Total). The bars represent the standard deviation from each mean value.

(23 espécies) (Tabela 3). Isoladamente, tanto o número de espécies como suas abundâncias contribuíram para a diversidade local, sendo a localidade mais rica (18 espécies) a que também apresentou uma maior equabilidade entre as espécies (0,66) e, consequentemente, o maior índice de diversidade (H' = 2,47 – Tabela 3).

Analisando cada uma das localidades separadamente, percebe-se que o padrão de abundância relativa se mantém nas três localidades amostradas, com os roedores cricetídeos sempre dominando, representando em torno de 50% da comunidade amostrada, seguidos dos roedores equimídeos, em torno de 30% e dos marsupiais, que representam em média 20% da comunidade (Tabela 2). A espécie de marsupial *Thylamys karimii* se manteve como a mais abundante nas três localidades amostradas, assim como o equimídeo *Thrichomys* sp. Em relação aos cricetídeos, *Thalpomys cerradensis* foi a espécie dominante em duas localidades, sendo substituída por *Necromys lasiurus* em uma das localidades amostradas. Apesar de espécies distintas, foram representantes da tribo Akodontini que dominaram as comunidades de pequenos mamíferos não voadores na região estudada (Tabela 2).

O número de espécies registrado em cada um dos hábitats amostrados variou de 5 a 9 (Tabela 4). Considerando a média de espécies registrada em cada um dos diferentes hábitats estudados, foi obtida uma diversidade alfa de 6,62 espécies (28,8% da riqueza total). A diversidade beta (entre hábitats) foi de 16,38 espécies (71,2% da riqueza total), dada a diversidade gama de 23 espécies registradas na área de estudo (Figura 5). Portanto, o número médio de espécies encontrado em cada um dos hábitats separadamente, foi 2,47 vezes menor do que a riqueza média encontrada, considerando-se todos os tipos de hábitats estudados. Nesta comunidade, portanto, a sobreposição de espécies entre os diferentes tipos de hábitats foi pequena, demonstrando que as espécies amostradas apresentam grande seletividade quanto às fisionomias onde ocorrem (Tabela 4), e que a diversidade da região é obtida à medida que a comunidade de cada uma destas fisionomias é amostrada (Figura 5).

Considerando-se a riqueza obtida em cada uma das localidades separadamente, a diversidade alfa foi de 13,33 espécies (57,96% da riqueza total) (Tabela 3). A diversidade beta, ou seja, o número de espécies registrado entre as três localidades amostradas foi de 9,67 (42,04% da riqueza total) (Figura 5), evidenciando que a maioria das espécies ocorreu em pelo menos duas das localidades amostradas, com algumas espécies (10) restritas a uma única localidade. Este dado revela a importância de amostrar não somente hábitats distintos, mas também regiões distintas, no sentido de obter estimativas mais confiáveis da riqueza presente em uma determinada área de estudo (Figura 5).

1.4. Seletividade de hábitats

Algumas espécies de marsupiais e roedores estiveram restritas a determinados tipos de hábitat. Como os dados de captura foram muito baixos para a maioria das espécies, em geral inferiores a cinco capturas, estes resultados não indicam necessariamente seletividade de hábitat. Estes dados também só podem ser comparados a partir da padronização do esforço de captura entre os hábitats (Tabela 4).

A comunidade de pequenos mamíferos não voadores foi composta de um marsupial, três roedores cricetídeos e um equimídeo restritos à formação florestal de mata de galeria (5 espécies – 21,7%); quatro marsupiais, nove roedores cricetídeos, um caviídeo, e um equimídeo restritos aos ambientes abertos (15 espécies – 65,2%); e um marsupial e dois cricetídeos que ocuparam ambos os tipos de fisionomias (3 – 13,1%). Essa segregação foi identificada pela análise de correspondência não tendenciada (DCA), onde as espécies se dividiram basicamente em três grandes grupos ao longo do eixo 1 (autovalor = 0,945) (Figura 6): o primeiro formado pelas espécies que ocorreram preferencialmente nas formações abertas de campo úmido, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e cerrado *sensu stricto* com afloramentos rochosos; o segundo representado por duas espécies capturadas exclusivamente em áreas de campo limpo; e o terceiro representado por espécies amostradas preferencialmente nas formações florestais. Considerando-se o eixo 2 desta mesma análise (autovalor = 0,441), percebe-se, ainda, uma separação entre as duas formações florestais amostradas, com um grupo de espécies mais associado à mata de galeria, acima, e outro à mata de galeria úmida, abaixo (Figura 6). Estes resultados corroboram a análise de partição de riqueza realizada e apontam, novamente, para a importância dos diferentes hábitats, em especial dos dois tipos de fisionomias (florestal e aberta) para a riqueza específica de comunidades no domínio Cerrado.

2. Mamíferos de médio e grande porte

A fauna de mamíferos de médio e grande porte amostrada na região da EESGT foi composta de 17 gêneros e 17 espécies (Tabela 5). Lima et al. (2005) amostraram a fauna de mamíferos de médio e grande porte da região do Jalapão, TO, que abrange a Serra do Espírito Santo a partir do rio Novo e Mateiros, até o rio Come-Assado, onde se encontram representados os tipos de vegetação de cerrado *sensu lato* e mata de galeria. Os métodos de amostragem destes autores incluíram evidências diretas (visualização e atropelamento) e indiretas (rastros, fezes, pêlos e entrevista). Além das 17 espécies registradas para a EESGT, somam-se uma nova ordem (Pilosa), cinco famílias (Myrmecophagidae, Cebidae, Dasyproctidae, Erethizonthidae e Procyonidae) e 23 espécies de mamíferos de médio e grande porte (Tabela 5), totalizando 40 espécies para a região do Jalapão.

Há 10 espécies de mamíferos de médio e grande porte consideradas "Vulneráveis" (Brasil 2003) com ocorrência para a região do Jalapão (Tabela 5). Dentre estas, a Ordem Carnivora é a que apresenta o maior número de espécies ameaçadas (6 espécies): *Leopardus pardalis*, *L. tigrinus*, *L. wiedii*, *Panthera onca*, *Chrysocyon brachyurus* e *Speothos venaticus*; seguidas pelas ordens Cingulata (*Priodontes maximus* e *Tolypeutes tricinctus*), Pilosa (*Myrmecophaga tridactyla*) e Artiodactyla (*Blastocerus dichotomus*).

Tabela 3. Número de espécies obtido e esperado, suficiência em relação à amostragem, índice de diversidade (H') e índice de equabilidade (E) para cada uma das localidades amostradas e para a área de estudo.

Table 3. Number of sampled and estimated species, percentage of the survey, diversity index (H') and evenness index (E) for each locality and for the total area sampled.

Localidades	Riqueza obtida	Riqueza esperada	Suficiência da amostragem (%)	Diversidade (H')	Equabilidade (E)
Mateiros, TO	13	20,79	62,53	2,02	0,58
Rio da Conceição, TO	18	22,93	78,50	2,47	0,66
Formosa do Rio Preto, BA	09	13,23	68,03	1,67	0,59
Total	23	27,99	82,17	2,36	0,46

Tabela 4. Dados de sucesso de captura (%) das espécies de marsupiais e roedores nos diferentes hábitats amostrados durante o período de estudo na EESGT. CU = campo úmido e vereda; CL = campo limpo; CS = campo sujo; CC = campo cerrado; CSS = cerrado *sensu stricto*; CP = cerrado com afloramentos rochosos, MU = mata úmida e MG = mata galeria.

Table 4. Capture success (%) of the marsupials and rodent species in the different habitats surveyed during the study period in the EESGT. CU = campo úmido e vereda; CL = campo limpo; CS = campo sujo; CC = campo cerrado; CSS = cerrado *sensu stricto*; CP = cerrado with rocks, MU = humid gallery forest and MG = gallery forest.

Táxon	CU	CL	CS	CC	CSS	CP	MU	MG
Ordem Didelphimorphia								
Família Didelphidae								
Cryptonanus agricolai	-	-	-	-	-	0,10	-	-
Didelphis albiventris	-	-	-	-	-	0,11	-	0,36
Gracilinanus agilis	-	-	-	-	0,12	0,05	-	-
Micoureus demerarae	-	-	-	-	-	-	1,67	0,36
Monodelphis domestica	-	-	-	-	-	0,21	-	-
Thylamys karimii	-	0,32	0,33	0,46	0,23	0,10	-	-
Total	-	0,32	0,33	0,46	0,35	0,57	1,67	0,72
Riqueza	-	01	01	01	02	05	01	02
Ordem Rodentia								
Família Cricetidae								
Calomys tener	0,28*	0,08	0,33	0,29	-	-	-	-
Cerradomys marinhus	-	0,14**	-	-	-	-	0,36	-
Cerradomys scotti	-	-	-	0,29	0,11	-	-	-
Hylaeamys megacephalus	-	-	-	-	-	-	1,43	-
Necromys lasiurus	0,62	0,18**	0,22	0,74	0,06	0,05	-	-
Nectomys rattus	0,26	-	-	-	-	-	-	-
Oecomys bicolor	-	-	-	-	-	-	2,50	-
Oecomys paricola	-	-	-	-	-	-	0,71	0,50
Oligoryzomys fornesi	-	-	0,05	-	-	0,10	-	-
Oligoryzomys moojeni	-	0,08**	-	-	-	-	-	-
Oxymycterus delator	0,44	0,05	0,05	-	-	-	-	-
Pseudoryzomys simplex	-	0,08	-	-	-	-	-	-
Rhipidomys macrurus	-	-	-	-	0,13	-	-	-
Thalpomys cerradensis	-	0,55	0,82	0,93	-	0,10	-	0,17
Total	1,60	1,16	1,47	2,25	0,30	0,25	5,00	0,67
Riqueza	04	07	05	04	03	03	04	02
Família Caviidae								
Cavia aperea	0,13	-	-	-	-	-	-	-
Total	0,13	-	-	-	-	-	-	-
Riqueza	01	-	-	-	-	-	-	-
Família Echimyidae								
Proechimys roberti	-	-	-	-	-	-	0,36	1,34
Thrichomys sp.	-	0,22	0,22	2,32	1,18	2,60	-	-
Total	-	0,22	0,22	2,32	1,18	2,60	0,36	1,34
Riqueza	-	01	01	01	01	01	01	01
Total***	1,73	1,70	2,02	5,03	1,83	3,42	7,03	2,73
Riqueza	05	09	07	06	06	09	06	05

*Esta captura ocorreu em área de campo de murundum borda com o campo úmido.**Estas capturas ocorreram em área de campo limpo borda com o campo úmido. ***Os espécimes coletados manualmente foram capturados nos seguintes hábitats: *Caluromys lanatus* = dentro do rio Galhão, *Didelphis albiventris* = campo cerrado, *Oligoryzomys fornesi* e *Rhipidomys macrurus* = moradia e *Thrichomys* sp. = campo sujo.

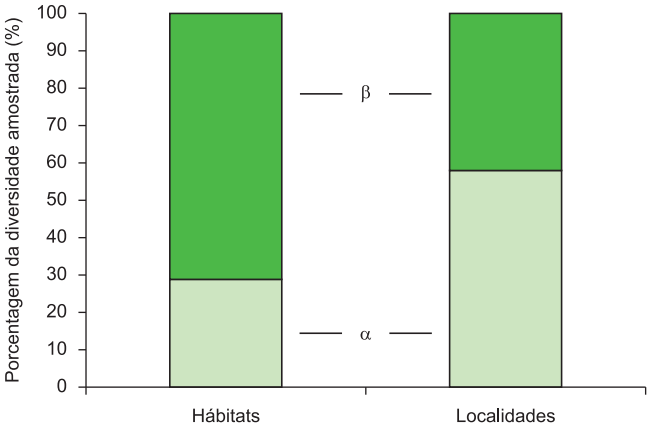

Figura 5. Partição aditiva da diversidade encontrada considerando-se a importância do mosaico de hábitats em cada localidade (α = riqueza em cada hábitat e β = riqueza entre hábitats) e da localização geográfica para a amostragem total (α = riqueza em cada localidade e β = riqueza entre localidades).

Figure 5. Diversity additive partitioning considering the importance of the habitat mosaic in each locality (α = richness in each habitat and β = richness between habitats) and the geographic location for the whole area surveyed (α = richness in each locality and β = richness between localities).

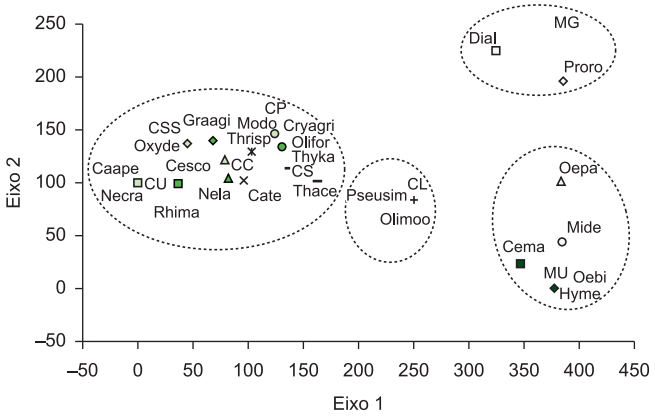

Figura 6. Escores das 23 espécies e dos oito hábitats amostrados nos dois primeiros eixos da análise de correspondência não tendenciada (DCA) baseados no sucesso de captura destas espécies nos hábitats amostrados. Os acrônimos referem-se à primeira sílaba do epíteto do gênero e do epíteto da espécie e em negrito as siglas dos hábitats amostrados (CU = campo úmido e vereda; CL = campo limpo; CS = campo sujo; CC = campo cerrado; CSS = cerrado *sensu stricto*; CP = cerrado com afloramentos rochosos, MU = mata úmida e MG = mata galeria).

Figure 6. First and second axis DCA scores for the 23 species and the eight habitats surveyed based in the capture success of these species in the sampled habitats. The acronyms refer to the first genus syllabi and the first species syllabi and in bold letters to the habitats (CU = campo úmido e vereda; CL = campo limpo; CS = campo sujo; CC = campo cerrado; CSS = cerrado *sensu stricto*; CP = cerrado with rocks, MU = humid gallery forest and MG = gallery forest).

Discussão

Estudos realizados no Cerrado (apresentando esforço mínimo de 1000 armadilhas.noite e mais de um tipo de hábitat amostrado) registraram entre 6 a 25 espécies de pequenos mamíferos não voadores (Marinho-Filho et al. 1994, Bonvicino et al. 1996, Talamoni & Dias 1999, Lacher & Alho 2001, Bonvicino et al. 2002a, Carmignotto 2005, Vieira & Palma 2005, Cáceres et al. 2011), sendo a riqueza encontrada no presente estudo próxima aos valores máximos já registrados para o domínio. O número de gêneros (21) praticamente semelhante ao número de espécies (24) aqui obtido corrobora o padrão encontrado em outras comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado (Vieira & Palma 2005), indicando um padrão característico deste domínio. Este padrão é bastante interessante do ponto de vista biogeográfico dado que pode refletir a antiga diferenciação, representada pela elevada divergência filogenética entre as espécies, da fauna do Cerrado. Estudos a respeito da idade e endemismo da avifauna, por exemplo, corroboram esta hipótese (e.g. Silva 1995, Silva & Bates 2002).

Apesar do sucesso de captura variar entre os diferentes tipos de armadilhas, em especial quando se compara trabalhos realizados em domínios distintos, os resultados aqui obtidos ressaltam o caráter complementar da metodologia utilizada, sendo essencial o uso de diferentes tipos e tamanhos de armadilhas na amostragem deste grupo de mamíferos (Lyra-Jorge & Pivello 2001, Voss et al. 2001, Hice & Schmidly 2002, Astúa et al. 2006, Umetsu et al. 2006). No caso das amostragens realizadas no Cerrado, as armadilhas convencionais ainda suplantam os *pitfalls* em relação ao sucesso de captura, fato que não ocorre na Mata Atlântica, onde o uso dos *pitfalls* vem se mostrando mais eficiente tanto na captura de espécies quanto de indivíduos (Lyra-Jorge & Pivello 2001, Carmignotto 2005, Santos-Filho et al. 2006, Umetsu et al. 2006). O volume dos baldes utilizados parece influenciar sobremaneira estes resultados na medida em que baldes de volumes maiores (entre 60-100 L) apresentam sucesso de captura mais elevados quando comparados a baldes de 20-35 L (Cáceres et al. 2011). Não somente o uso de metodologia de amostragem complementar é importante para o registro de um maior número de espécies, mas também o esforço de amostragem, que no caso do Cerrado necessita ser relativamente alto, como os valores empregados neste e em outros inventários (e.g. Marinho-Filho et al. 1994, Carmignotto 2005, Vieira & Palma 2005). Recomenda-se, portanto, o uso de tamanhos e tipos de armadilhas distintas (armadilhas de isca e armadilhas de queda) e um esforço mínimo em torno de 3000 armadilhas.noite para cada localidade, em inventários deste grupo de mamíferos no Cerrado.

Com relação à abundância relativa das espécies, o padrão obtido no presente estudo, de uma comunidade representada por poucas espécies abundantes e muitas espécies intermediárias e raras, assemelha-se ao padrão descrito por uma curva lognormal, geralmente encontrado em comunidades naturais, e caracterizado pela presença de poucas espécies abundantes, algumas espécies intermediárias e muitas espécies raras (Magurran 2004, Krebs 1999). O padrão lognormal de abundância já foi descrito para comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado, sendo geralmente encontradas comunidades que apresentam valores intermediários de equabilidade, com algumas espécies abundantes, porém não apresentando valores muito discrepantes de abundância (Bonvicino et al. 1996, Lacher & Alho 2001, Bonvicino et al. 2002a, Carmignotto 2005). Estes dados também refletem o estado de conservação do ambiente onde estas comunidades foram amostradas dado que em áreas alteradas, os valores de equabilidade são relativamente inferiores aos encontrados em áreas bem preservadas, apresentando espécies com elevado índice de abundância relativa (e.g. Bonvicino et al. 2002a, Carmignotto 2005). As localidades amostradas no presente estudo, portanto, podem ser classificadas como bem preservadas do ponto de vista da conservação do meio ambiente, baseado nos dados levantados para as comunidades de pequenos mamíferos.

Outro padrão observado neste trabalho diz respeito à seletividade de hábitats. A segregação pelas espécies amostradas entre as formações florestais e as áreas abertas é um padrão característico deste grupo faunístico no Cerrado (Bonvicino et al. 1996, Talamoni &

Tabela 5. Riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte amostradas através de evidências diretas (visualização, captura, e animais encontrados mortos) e evidências indiretas (rastros, fezes e vocalização) na EESGT durante o período de estudo, e dados extraídos de Lima et al. (2005) para a região do Jalapão, TO.

Table 5. Large and medium size mammal species richness surveyed by direct (visual, capture, carcasses) and indirect (tracks, feces, vocalizations) in the EESGT during the study period and data extracted from Lima et al. (2005) for the Jalapão region in the Tocantins State.

Táxon	Tipo de Registro EESGT, TO	Tipo de Registro Jalapão, TO
Ordem Cingulata		
Família Dasypodidae		
Cabassous unicinctus (Linnaeus, 1758)	Captura	Visualização
Dasypus kappleri Krauss, 1862	-	Entrevista
Dasypus novemcinctus Linnaeus, 1758	-	Atropelamento
Dasypus septemcinctus Linnaeus, 1758	-	Entrevista
Euphractus sexcinctus (Linnaeus, 1758)	-	Visualização
Priodontes maximus (Kerr, 1792)*	-	Visualização
Tolypeutes tricinctus (Linnaeus, 1758)*	Captura	-
Ordem Pilosa		
Família Myrmecophagidae		
Myrmecophaga tridactyla Linnaeus, 1758*	-	Atropelamento
Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)	-	Atropelamento
Ordem Primates		
Família Cebidae		
Callithrix penicillata (É. Geoffroy, 1812)	-	Visualização
Cebus apella (Linnaeus, 1758)	-	Visualização
Família Atelidae		
Alouatta caraya (Humboldt, 1812)	Captura	Visualização
Ordem Rodentia		
Família Erethizontidae		
Coendou prehensilis (Linnaeus, 1758)	-	Pêlo/Entrevista
Família Caviidae		
Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)	Fezes	Visualização
Família Dasyproctidae		
Dasyprocta leporina (Linnaeus, 1758)	-	Fezes/Entrevista
Família Cuniculidae		
Cuniculus paca (Linnaeus, 1766)	Visualização	Visualização
Ordem Carnivora		
Família Felidae		
Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758)*	-	Visualização
Leopardus tigrinus (Schreber, 1775)*	-	Atropelamento
Leopardus wiedii (Schinz, 1821)*	-	Atropelamento
Panthera onca (Linnaeus, 1758)*	-	Rastros/Entrevista
Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Rastros	Visualização
Puma yagouaroundi (É. Geoffroy, 1803)	-	Atropelamento
Família Canidae		
Atelocynus microtis (Sclater, 1883)	-	Visualização
Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	Visualização	Visualização
Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815)*	Rastros e Vocalização	Visualização
Lycalopex vetulus (Lund, 1842)	Visualização	-
Speothos venaticus (Lund, 1842)*	-	Visualização
Família Mustelidae		
Eira barbara (Linnaeus, 1758)	Visualização	Visualização
Galictis vittata (Schreber, 1776)	-	Visualização
Lontra longicaudis (Olfers, 1818)	-	Visualização

* Espécies ameaçadas de extinção segundo "Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção" publicada pelo MMA (Brasil 2003).

Táxon	Tipo de Registro EESGT, TO	Tipo de Registro Jalapão, TO
Família Mephitidae		
Conepatus semistriatus (Boddaert, 1785)	Visualização	Visualização
Família Procyonidae		
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	-	Visualização
Procyon cancrivorus (G. Cuvier, 1798)	-	Visualização
Ordem Perissodactyla		
Família Tapiridae		
Tapirus terrestris (Linnaeus, 1758)	Rastros e Esqueleto	Visualização
Ordem Artiodactyla		
Família Tayassuidae		
Pecari tajacu (Linnaeus, 1758)	-	Visualização
Tayassu pecari (Link, 1795)	Rastros e crânio	Rastros/Entrevista
Família Cervidae		
Blastocerus dichotomus (Illiger, 1815)*	Rastros	-
Mazama americana (Erxleben, 1777)	-	Visualização
Mazama gouazoubira (Fischer, 1814)	Fezes, Rastros, Visualização e Esqueleto	Visualização
Ozotoceros bezoarticus (Linnaeus, 1758)	Visualização	-

* Espécies ameaçadas de extinção segundo "Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção" publicada pelo MMA (Brasil 2003).

Dias 1999, Lacher & Alho 2001, Bonvicino et al. 2002a, Carmignotto 2005). Análises de similaridade faunística entre hábitats ao longo deste domínio têm demonstrado que a composição de pequenos mamíferos das áreas abertas difere da composição encontrada em ambientes florestais, dividindo a comunidade em dois grupos distintos (Bonvicino et al. 1996, Lacher & Alho 2001, Carmignotto 2005). No presente estudo ressalta-se, ainda, a importância da representatividade dos tipos de hábitats na paisagem. Como na EESGT as áreas abertas predominam, um maior número de espécies esteve associado a este tipo fisionômico. Os resultados de abundância relativa também corroboram este padrão dado que as espécies mais abundantes são espécies estreitamente relacionadas aos hábitats abertos (campo limpo, campo sujo e cerrado *s. s.*). Os inventários no Cerrado devem abranger a heterogeneidade ambiental presente nas localidades amostradas para que espécies especialistas florestais, especialistas das formações abertas, e generalistas sejam registradas.

Em termos biogeográficos, a fauna registrada na EESGT apresenta grande sobreposição com a fauna encontrada no domínio da Caatinga, representada pelas espécies que ocorrem em ambos os domínios, como por exemplo, os marsupiais *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus agilis*, *Monodelphis domestica* e *Thylamys karimii*; e os roedores *Calomys tener*, *Necromys lasiurus*, *Oligoryzomys moojeni*, *Pseudoryzomys simplex* e *Rhipidomys macrurus* (Oliveira et al. 2004). No entanto, também apresenta espécies que se distribuem no domínio Amazônico, como os marsupiais *Caluromys lanatus* e *Micoureus demerarae*; e os roedores *Hylaeamys megacephalus*, *Nectomys rattus*, *Oecomys bicolor*, *O. paricola* e *Proechimys roberti* (Voss et al. 2001, Costa 2003), evidenciando que há uma afinidade faunística com a Amazônia para as espécies que habitam ambientes florestais, e com a Caatinga para as espécies que ocorrem nas áreas abertas. Além disso, as espécies registradas na EESGT podem ser classificadas em dois grupos: - as amplamente distribuídas no Cerrado (15), como é o caso de *Caluromys lanatus*, *Cryptonanus agricolai*, *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus agilis*, *Monodelphis domestica*, *Calomys tener*, *Cerradomys scotti*, *Hylaeamys megacephalus*, *Necromys lasiurus*, *Oligoryzomys fornesi*, *Oecomys bicolor*, *Oxymycterus delator*, *Rhipidomys macrurus*, *Cavia aperea* e *Proechimys roberti*; e - as espécies que apresentam distribuição restrita neste domínio (9), como *Micoureus demerarae*, *Thylamys karimii*, *Cerradomys marinhus*, *Nectomys rattus*, *Oecomys paricola*, *Oligoryzomys moojeni*, *Pseudoryzomys simplex*, *Thalpomys cerradensis* e *Thrichomys* sp. Estas últimas distribuem-se, principalmente, nas porções norte e nordeste do Cerrado, revelando uma diferenciação regional ao longo da fauna de pequenos mamíferos deste domínio (Carmignotto 2005). Além disso, há as espécies endêmicas do Cerrado que ocorrem na EESGT e que estão representadas pelos roedores *Cerradomys marinhus*, *Oligoryzomys moojeni*, *Thalpomys cerradensis* e *Thrichomys* sp., todos com distribuição restrita à porção norte do Cerrado (Carmignotto 2005). Apesar da fauna da EESGT apresentar mais espécies compartilhadas com outros biomas do que espécies que ocorrem exclusivamente no Cerrado, ela representa uma porção distinta dentro do Cerrado, devido justamente à ocorrência de espécies compartilhadas com a Amazônia, com a Caatinga, e das endêmicas restritas à porção norte do Cerrado.

Estes padrões são dificilmente observados nas comunidades de mamíferos de médio e grande porte dado que a maioria das espécies deste grupo apresenta ampla distribuição geográfica, ocorrendo em praticamente todo o território brasileiro. No entanto, a ocorrência de algumas espécies deste grupo denota a forte influência Amazônica nesta região, dado que a espécie de tatu *Dasypus kappleri*, a espécie de cutia *Dasyprocta leporina*, e a espécie de cachorro-do-mato *Atelocynus microtis* apresentam a maior parte de sua distribuição restrita a este domínio. Entretanto, estas espécies somente foram registradas com base em entrevistas e visualização, não havendo material testemunho (Lima et al. 2005), sendo importante a confirmação destes registros para a região do Jalapão.

Com relação à conservação das espécies presentes na EESGT, a ocorrência de populações do cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*) nesta região é de extrema importância, dado que esta espécie apresenta distribuição geográfica disjunta, sendo representada por populações isoladas. Como existem grandes

extensões de veredas no interior da EESGT, um dos ambientes favoritos desta espécie, é provável que estas abriguem populações de cervo-do-Pantanal, sendo extremamente importante um estudo mais detalhado da densidade populacional e monitoramento das populações aí presentes. Ressalta-se, ainda, a presença de *Lycalopex vetulus*, a raposinha, antes considerada espécie endêmica do Cerrado (Marinho-Filho et al. 2002), mas que atualmente já foi registrada em áreas de Caatinga no sudoeste da Bahia (A. P. Carmignotto, obs. pess.). Considerando-se as espécies ameaçadas de extinção, dez espécies de mamíferos de médio e grande porte consideradas "Vulneráveis" (Brasil 2003) ocorrem na região do Jalapão, aumentando ainda mais a importância desta região para a conservação das espécies de mamíferos brasileiras.

A Fauna de Mamíferos da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins

No presente estudo foram amostradas 24 espécies de pequenos mamíferos não voadores e 17 espécies de mamíferos de médio e grande porte, totalizando 41 espécies de mamíferos para as localidades de Mateiros, TO; Rio da Conceição, TO e Formosa do Rio Preto, BA inseridas na EESGT. Se considerarmos que os mamíferos de médio e grande porte não tiveram uma amostragem sistematizada como os pequenos, é esperado que este número seja incrementado, dado que para a região do Jalapão, Lima et al. (2005) amostraram outras 23 espécies. Estes resultados evidenciam a elevada riqueza de espécies de mamíferos presente na região quando comparada a outros inventários realizados no Cerrado.

Considerando-se os pequenos mamíferos, a comunidade foi representada, em geral, por várias espécies raras ou de abundância intermediária, e poucas espécies muito abundantes. Os roedores cricetídeos dominaram tanto em número de espécies (14) quanto em abundância (50,2% da comunidade). As espécies de marsupiais e roedores amostradas se dividiram em dois grupos distintos: 1- espécies que ocorreram apenas nos ambientes florestais; e 2- espécies exclusivas dos ambientes abertos, demonstrando a grande seletividade de hábitats e a importância de se amostrar o mosaico de hábitats presente na região para uma melhor caracterização da diversidade desta comunidade. Em termos biogeográficos, a comunidade apresentou sobreposição com a fauna da Caatinga (9 espécies compartilhadas) e da Amazônia (7 espécies compartilhadas), evidenciando a importância destes domínios para a composição de espécies presente nesta porção norte do Cerrado; além da presença de espécies endêmicas (4 espécies).

A fauna de mamíferos da EESGT não somente é importante devido ao número de espécies que foram ali registradas, mas também devido à composição de espécies que abriga, incluindo, além das espécies compartilhadas com os domínios adjacentes, espécies endêmicas, e que apresentam distribuição restrita dentro do Cerrado, sendo extremamente importante sua preservação. Dentre as quatro espécies mais abundantes, constam espécies pouco conhecidas, como *Thylamys karimii*, que teve seu status taxonômico revisado, sendo considerada uma espécie válida apenas recentemente (Carmignotto & Monfort 2006) e *Thrichomys* sp., táxon provavelmente distinto das outras espécies do gênero (Basile 2003, Braggio & Bonvicino 2004), ressaltando a necessidade de estudos nesta região do Cerrado. Além disso, há também a presença de espécies ameaçadas de extinção, que têm nesta área aumentadas as suas chances de sobrevivência.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, à Pequi – Pesquisa e Conservação do Cerrado, à Conservação Internacional do Brasil, ao projeto BIOTA FAPESP (98/05075-7), à FAPESP (00/06642-4) e ao Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) pelo apoio financeiro e logístico para a realização das excursões de campo para a EESGT. Ao IBAMA e ICMBio pelas licenças de captura, coleta e transporte das espécies de mamíferos amostradas (Licenças número 150/2002 e 12187). À Prefeitura da cidade de Rio da Conceição pelo apoio logístico. Ao taxidermista Paulo César Balduino e sua estagiária Tainá pela preparação dos espécimes coletados. Ao professor Fernando J. N. Villela e aos alunos de graduação da UFSCar Campus Sorocaba: Caroline de Bianchi Tocchet, Débora dos Santos Mota, Igor Bhering da Costa e Rafael Zanelli pelo auxílio no trabalho de campo e na triagem do material científico. E em especial a Cristiano C. Nogueira pelo convite para participarmos do projeto "Inventário e Zoneamento de Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: subsídios ao Plano de Manejo" e deste volume especial da revista Biota Neotropica.

Referências Bibliográficas

ASTÚA, D, MOURA, R.T., GRELLE, C.E.V. & FONSECA, M.T. 2006. Influence of baits, trap type and position for small mammal capture in a Brazilian lowland Atlantic Forest. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão 19: 31-44.

BASILE, P. 2003. Taxonomia de *Thrichomys* Trouessart, 1880 (Rodentia, Echimyidae). Dissertação de Mestrado. Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.

BECKER, M. & DALPONTE, J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros - um guia de campo. Editora Universidade de Brasília, Brasília.

BONVICINO, C.R. 2003. A new species of *Oryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) of the *subflavus* group from the Cerrado of Central Brazil. Mammalian Biology 68: 78-90.

BONVICINO, C.R., CERQUEIRA, R. &. SOARES, V.A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia river. Revista Brasileira de Biologia 56: 761-767.

BONVICINO, C.R., LINDBERGH, S.M. & MAROJA, L.S. 2002a. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. Braz. J. Biol. 62(4B):765-774.

BONVICINO, C.R., OTAZU, I. & D'ÁNDREA, P.S. 2002b. Karyologic evidence of diversification of the genus *Thrichomys* (Rodentia, Echimyidae). Cytogenet. Genome Res. 97:200-204. PMid:12438714. doi:10.1159/000066613

BORGES, P.A.L. & TOMÁS, W.M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.

BRAGGIO, E. & BONVICINO, C.R. 2004. Molecular divergence in the genus *Thrichomys* (Rodentia, Echimyidae). J. Mammal. 85(2):316-320. doi:10.1644/1545-1542(2004)085<0316:MDITGT>2.0.CO;2

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2003. Instrução normativa Nº 3, de 27 de maio de 2003. DOU, Brasília, DF. Seção 1 101:88-97.

BROSE, U., MARTINEZ, N.D. & WILLIAMS, R.J. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. Ecology 84(9):2364-2377. doi:10.1890/02-0558

CÁCERES, N.C, NÁPOLI, R.P. & HANNIBAL, W. 2011. Differential trapping success for small mammals using *pitfall* and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. Mammalia 75:45-52. doi:10.1515/MAMM.2010.069

CARMIGNOTTO, A.P. 2005. Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARMIGNOTTO, A.P. & MONFORT, T. 2006. Taxonomy and distribution of the Brazilian species of *Thylamys* (Didelphimorphia: Didelphidae). Mammalia 70(1/2):126-144.

CAVALCANTI, R.B.C. & JOLY, A. 2002. Biodiversity and Conservation Priorities in the Cerrado Region. In The Cerrados of Central Brazil. (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p. 351-367.

CECHIN, S.Z & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Rev. Bras. Zool. 17(3):729-740.

COLLI, G.R., BASTOS, R.P. & ARAÚJO, A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In The Cerrados of Brazil (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p. 223-241.

COLWELL, R.K. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. (Software and User's Guide). Version 8. http://viceroy.eeb.uconn.edu/ estimates.

COSTA, G.C., NOGUEIRA, C., MACHADO, R.B. & COLLI, G.R. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. Divers. Distrib. 13:714-724. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00369.x

COSTA, L.P. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic forests of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. J. Biogeogr. 30:71-86. doi:10.1046/j.1365-2699.2003.00792.x

EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. Mammals of the Neotropics – the central neotropics. University of Chicago Press, Chicago. v. 3.

EITEN, G. 1994. Vegetação do Cerrado. In Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas (M.N. Pinto, org.). Editora Universidade de Brasília, Brasília, p. 17-73.

EMMONS, L.H. & FEER, F. 1997. Neotropical rainforest mammals – A field guide. Second edition. University of Chicago Press, Chicago, 307 p.

GONÇALVES, P.R., ALMEIDA, F.C. & BONVICINO, C.R. 2005. A new species of *Wiedomys* (Rodentia: Sigmodontinae) from Brazilian Cerrado. Mamm. Biol. 70(1):46-60.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379-391. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x

HERSHKOVITZ, P. 1990a. The Brazilian rodent genus *Thalpomys* (Sigmodontinae, Cricetidae) with a description of a new species. J. Nat. H. 24:763-783.

HERSHKOVITZ, P. 1990b. Mice of the *Akodon boliviensis* size class (Sigmodontinae, Cricetidae), with the description of two new species from Brazil. Fieldiana, Zool. 57:1-35.

HERSHKOVITZ, P. 1993. A new Central Brazilian genus and species of sigmodontine rodent (Sigmodontinae) transitional between akodonts and oryzomyines, with a discussion of muroid molar morphology and evolution. Fieldiana, Zool. 75:1-18.

HICE, C.L. & SCHMIDLY, D.J. 2002. The effectiveness of *pitfall* traps for sampling small mammals in the Amazon basin. Mastozool. Neotrop. / J. Neotrop. Mammal. 9(1):85-89.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. 2004. Unidade: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins/TO/BA. http://www2.ibama.gov.br/unidades/estacoes/reuc/149.htm (último acesso em 15/07/2009)

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. 2nd ed. Escala 1: 5.000.000. IBGE.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv. Biol. 19:707-713. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x

KREBS, C.J. 1999. Ecological Methodology. Second Edition. Addison Welsey Educational Publishers, Inc., Menlo Park, Califórnia.

LACHER, T.E.J. & ALHO, C.J.R. 2001. Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest-Cerrado Contact Zone. Biotropica 33(1):171-181.

LANGGUTH, A. & C.R. BONVICINO. 2002. The *Oryzomys subflavus* species group, with description of two new species (Rodentia, Muridae, Sigmodontinae). Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro 60 (4): 285-294.

LEEMANS, R. & CRAMER, W.P. 1991. The IIASA database for mean monthly values of temperature, precipitation, and cloudiness on a global terrestrial grid. RR-91-18. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.

LIMA, J.F.S., HIDASI, J. & VEIGA, N. 2005. Estudo da diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi. Ser. Cienc. Nat. 1(2):233-240.

LOREAU, M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta, and gamma diversity. Ecol. Lett. 3:73-76. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00127.x

LYRA-JORGE, M.C. & PIVELLO, V.R. 2001. Combining live trap and *pitfall* to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. Mammalia 65(4):524-530.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing.

MAMEDE, F., GARCIA, P.Q. & SOUSA JÚNIOR, W.C.. 2002. Análise da viabilidade sócio-econômico-ambiental da transposição de águas da bacia do rio Tocantins para o rio São Francisco na região do Jalapão/TO. Relatório Final. http://www.conservation-strategy.org/Reports/pro_texto_final.pdf (último acesso em 15/07/2009).

MARINHO-FILHO, J., REIS, M.L., OLIVEIRA, P.S., VIEIRA, E.M. & PAES, M.N. 1994. Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the Cerrado biodiversity. An. Acad. Bras. Cienc. 66:149-157.

MARINHO-FILHO, J., RODRIGUES, F.H.G. & JUAREZ, K.M. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In The Cerrados of Brazil (Oliveira, P.S. & Marquis, R.J., eds.). Columbia University Press, New York, p. 266-286.

MARRIS, E. 2005. The forgotten ecossystem. Nature 437(13):944-945. PMid:16222267. doi:10.1038/437944a

McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.

MOOJEN, J. 1943. Captura e preparação de pequenos mamíferos para coleções de estudos. Imprensa Nacional, Rio de Janeiro.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858. PMid:10706275. doi:10.1038/35002501

OLIVEIRA, P.S. & MARQUIS, R.J. 2002. Introduction: Development of research in the Cerrados. In The Cerrados of Brazil (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p. 1-12.

OLIVEIRA, A.T. & RATTER, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In The Cerrados of Brazil (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York. p 91-120.

OLIVEIRA, J.A., GONÇALVES, P.R. & BONVICINO, C.R. 2004. Mamíferos da Caatinga. In Ecologia e Conservação da Caatinga (I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva). Editora da Universidade Federal de Pernambuco, p. 275-302.

PALMER, M.W. 2004. Ordination Methods - an overview. University of Toronto Press, Toronto.

PATRIC, E.F. 1970. Bait preference of small mammals. J. Mammal. 51(1):179-182. doi:10.2307/1378558

SANTOS-FILHO, M., SILVA, D.J. & SANAIOTTI, T.M. 2006. Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. Mastozool. Neotrop. 13:217-225.

SILVA, J.M.C. 1995. Biogeographic analysis of the South American Cerrado avifauna. Steenstrupia 21: 49-67.

SILVA, J.M.C. & BATES, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. Bioscience 52(3): 225-233.

SMITH, M.F. & PATTON, J.L. 1999. Phylogenetic relationships and the radiation of sigmodontine rodents in South America: evidence from cytochrome *b*. J. Mamm. Evol. 6(2):89-128. doi:10.1023/A:1020668004578

TALAMONI, S.A. & DIAS, M.M. 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. Mammalia 63(2):167-181. doi:10.1515/mamm.1999.63.2.167

UMETSU F, NAXARA, L & PARDINI, R. 2006. Evaluating the efficiency of *pitfall* traps for sampling small mammals in the Neotropics. J. Mammal. 87:757-765 doi:10.1644/05-MAMM-A-285R2.1

URBAN, D.I. 2000. Multivariate Analysis in Ecology. University of Toronto Press, Toronto.

VEECH, J.A., SUMMERVILLE, K.S., CRIST, T.O. & GERING, J.C. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. Oikos 99:3-9. doi:10.1034/j.1600-0706.2002.990101.x

VIEIRA, E.M. & PALMA, A.R.T. 2005. Pequenos mamíferos do Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes hábitats. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.M Felfili & J.C. Sousa-Silva, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 265-282.

VILLELA, F.N.J. & C. NOGUEIRA. Este volume. Geology and Geomorphology of Serra Geral do Tocantins Ecological Station. Biota Neotrop.

VOSS, R.S. & EMMONS, L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 230:1-115.

VOSS, R.S., LUNDE, D.P. & JANSA, S.A. 2005. On the contents of Gracilinanus Gardner and Creighton, 1989, with the description of a previously unrecognized clade of small didelphid marsupials. American Museum Novitates 3482: 1-34.

VOSS, R.S., LUNDE, D.P. & SIMMONS, N.B. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna. Part 2. nonvolant species. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 263:1-236.

WALTER, H. 1986. Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global. EPU, São Paulo.

WEKSLER., M. & BONVICINO, C.R. 2005. Taxonomy of pigmy rice rats (genus *Oligoryzomys*, Rodentia: Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. Arq. Mus. Nac., Rio J. 63(1):113-130.

WEKSLER., M., PERCEQUILLO, A.R & VOSS, R.S.. 2006. Ten new genera of Oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). Am. Mus. Novit. 3537:1-29. doi:10.1206/0003-0082(2006)3537[1:TNGOOR]2.0.CO;2

WHITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21:213-251. doi:10.2307/1218190

WILSON, D.E. & REEDER, D.M. 2005. Mammal species of the world – a taxonomic and geographic reference. 3nd ed. The John Hopkins University Press, Baltimore.

WILSON, D.E., COLE, F.R., NICHOLS, J.D., RUDRAN, R. & FOSTER, M.S. 1996. Measuring and monitoring biological diversity - Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington; London.

WOODMAN, N., TIMM, R.M., SLADE, N.A. & DOONAN, T.J. 1996. Comparison of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. J. Mammal. 77:274-281. doi:10.2307/1382728

ZORTÉA, M. & AGUIAR, L. 2008. A diversidade de morcegos conhecida para o Cerrado. In II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais. ParlaMundi, Brasília.

Recebido em 23/10/2010
Versão reformulada recebida em 23/02/2011
Publicado em 25/03/2011

Apêndice 1

Apêndice 1. Lista dos espécimes coletados nas três localidades amostradas no interior da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT).

Appendix 1. List of the specimens collected in the three localities surveyed in the Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT).

Ordem Didelphimorphia
- Família Didelphidae
  - *Caluromys lanatus*: APC 1602
  - *Cryptonanus agricolai*: APC 1351
  - *Didelphis albiventris*: APC 1219, 1352, 1601
  - *Gracilinanus agilis*: APC 1376, 1523, 1562
  - *Micoureus demerarae*: APC 1241, 1372, 1519
  - *Monodelphis domestica*: APC 1350, 1365, 1374, 1585
  - *Thylamys karimii*: APC 1197, 1212, 1213, 1229, 1232, 1239, 1248, 1263, 1364, 1514, 1518, 1522, 1559, 1561, 1584, 1588, 1592, 1596, 1618, 1620, 1668

Ordem Cingulata
- Família Dasypodidae
  - *Cabassous unicinctus*: APC 1203, 1632

Ordem Rodentia
- Família Cricetidae
  - *Calomys tener*: APC 1342, 1370, 1371, 1591, 1615, 1701
  - *Cerradomys marinhus*: APC 1373, 1608, 1613, 1671
  - *Cerradomys scotti*: APC 1259, 1496
  - *Hylaeamys megacephalus*: APC 1366, 1515, 1516, 1521
  - *Necromys lasiurus*: APC 1198, 1246, 1254, 1267, 1269, 1494, 1527, 1555, 1556, 1557, 1565, 1589, 1594, 1595, 1605, 1606, 1610, 1616, 1628, 1630, 1633, 1634, 1636, 1637, 1700
  - *Nectomys rattus*: APC 1349, 1379
  - *Oecomys bicolor*: APC 1378, 1383, 1532, 1533
  - *Oecomys paricola*: APC 1240, 1251, 1260, 1353, 1384
  - *Oligoryzomys fornesi*: APC 1196, 1224, 1255
  - *Oligoryzomys moojeni*: APC 1216
  - *Oxymycterus delator*: APC 1194, 1202, 1211, 1268, 1386, 1517, 1528
  - *Pseudoryzomys simplex*: APC 1233
  - *Rhipidomys macrurus*: APC 1193, 1381
  - *Thalpomys cerradensis*: APC 1199, 1200, 1201, 1207, 1208, 1210, 1214, 1215, 1225, 1226, 1227, 1228, 1230, 1231, 1234, 1243, 1247, 1253, 1256, 1257, 1258, 1261, 1262, 1348, 1354, 1355, 1361, 1362, 1363, 1369, 1385, 1520, 1525, 1558, 1560, 1563, 1564, 1629, 1667
- Família Caviidae
  - *Cavia aperea*: APC 1599
- Família Echimyidae
  - *Proechimys roberti*: APC 1217, 1218, 1235, 1236, 1237, 1242, 1252, 1270, 1382
  - *Thrichomys* sp.: APC 1195, 1204, 1205, 1206, 1209, 1220, 1221, 1222, 1223, 1238, 1244, 1245, 1249, 1250, 1264, 1265, 1266, 1343, 1344, 145, 1346, 1347, 1359, 1360, 1367, 1368, 1375, 1377, 1380, 1493, 1495, 1497, 1499, 1524, 1526, 1583, 1586, 1587, 1590, 1593, 1597, 1598, 1600, 1607, 1609, 1611, 1614, 1617, 1619, 1626, 1627, 1631, 1635, 1669, 1670

Ordem Primates
- Família Atelidae
  - *Alouatta caraya*: APC 1357, 1358

Ordem Artiodactyla
- Família Tayassuidae
  - *Tayassu pecari*: APC 1192

Sazonalidade da fauna de metazoários de *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) no lago Piranha (Amazonas, Brasil) e a avaliação de seu potencial como indicadora da saúde do ambiente

José Francalino Vital[1,2], Angela Maria Bezerra Varella[1],

Daniel Brito Porto[1] & José Celso de Oliveira Malta[1]

[1]Laboratório de Parasitologia e Patologia de Peixes, Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, AM, Brasil
[2]Autor para correspondência: José Francalino Vital, e-mail: jfvital@yahoo.com.br

VITAL, J.F., VARELLA, A.M.B., PORTO, D.B. & MALTA, J.C.O. **Seasonality of the metazoan fauna of *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) in Piranha Lake, (Amazonas, Brazil), and evaluation of its potential as an indicator of environmental health**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03111012011.

Abstract: The metazoan parasitic fauna of *Pygocentrus nattereri* collected in different phases of hydrologic cycle of Piranha lake was studied during the year of 2007. The study area is located in gas pipeline Coari-Manaus construction zone, near the municipality of Manacapuru-Am. The relationship between condition factor and parasite occurrence and the viability of use the parasitic fauna as an environmental bio-indicator were verified. The following Monogenoidea were collected: *Amphithecium microphalum, Amphitecium brachycirrum*, *Amphitecium calycinum*, *Amphithecium catalaoensis*, *Amphithecium junki*, *Pithanothecium amazonensis* e *Rhinoxenus piranhus*, as well as the nematode *Procamallanus inopinatus,* the copepod *Miracetyma* sp. and the isopod *Anphira branchialis.* There was not significant correlation between the parasite occurrence and the condition factor. There were significant variances in the parasitic index according to the different periods of hydrologic cycle and *P. nattereri* has achieved the conditions described in the literature to be select a fish-host and his parasite fauna as biomonitor.
Keywords: *parasitism, piranha, Amazon, enviromental biomonitoring, fish parasites.*

VITAL, J.F., VARELLA, A.M.B., PORTO, D.B. & MALTA, J.C.O. **Sazonalidade da fauna de metazoários de *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) no lago Piranha (Amazonas, Brasil), e a avaliação de seu potencial como indicadora da saúde do ambiente**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03111012011.

Resumo: Foi estudada a fauna de metazoários parasitos de *Pygocentrus nattereri* capturadas no lago Piranha, durante as fases do ciclo hidrológico do ano de 2007. Foi verificada a relação entre o fator de condição e a ocorrência de parasitos, e também a viabilidade da utilização da fauna parasitária de *P. nattereri* como bioindicadora da saúde do ambiente. Foram coletados monogenóideos das espécies *Amphithecium microphalum, Amphitecium brachycirrum*, *Amphitecium calycinum*, *Amphithecium catalaoensis*, *Amphithecium junki*, *Pithanothecium amazonensis* e *Rhinoxenus piranhus,* o nematóide *Procamallanus inopinatus,* copépodos da espécie *Miracetyma* sp. e o isópoda *Anphira branchialis.* Não houve correlação significativa entre a ocorrência dos parasitos com o fator de condição dos peixes. Houve variações significativas entre os índices parasitários nos diferentes períodos do ciclo hidrológico e *P. nattereri* satisfez os requisitos descritos na literatura para selecionar um peixe hospedeiro e sua parasitofauna como bioindicadora.
Palavras-chave: *parasitismo, piranha, Amazônia, monitoramento ambiental, parasitos de peixes.*

Introdução

O parasitismo pode ser empregado como monitor altamente sensível na detecção de mudanças que ocorrem em habitats degradados, podendo ser indicador de contaminações ambientais e da saúde ambiental (Overstreet 1997).

As infestações parasitárias e sua relação com mudanças no ambiente devido à presença de materiais poluentes têm sido frequentemente abordadas como alternativa para monitoramento ambiental, pelo efeito direto nas populações de parasitos ou pela avaliação dos hospedeiros paratênicos, intermediários e finais. A análise de populações e da estrutura de comunidades de parasitos pode ser vantajosa se comparada com os estudos usando organismos de vida livre, por causa da sobreposição dos efeitos dos parâmetros ambientais em diferentes níveis tróficos, entretanto é preciso diferenciar as variações naturais nas populações de parasitos daquelas que são motivadas por impactos ambientais antrópicos (Sures 2004).

Nos lagos amazônicos o pulso de inundação é responsável pela formação de uma área de transição aquática-terrestre, que muda sazonalmente pela ação do somatório das águas das chuvas de toda a área drenada e do degelo que ocorre na região andina durante o verão. Ao longo do ano ocorrem profundas mudanças, caracterizando um ambiente bastante dinâmico (Junk et al. 1989).

Mudanças sazonais no ambiente podem causar modificações na relação parasito-hospedeiro. A presença ou abundância de parasitos é diretamente influenciada tanto pelo ambiente no interior do hospedeiro como pela condição do ecossistema (Kadlec et al. 2003).

As áreas alagáveis apresentam alterações na dinâmica populacional da fauna autóctone, principalmente nas faunas malacológica e ictiológica, tendo reflexos diretos ou indiretos na estrutura e composição das espécies de parasitos de peixes e conseqüentemente em seu ciclo de vida (Pavanelli et al. 1997).

A composição da comunidade parasitária depende de vários fatores relacionados ao ambiente (baixa qualidade da água, alterações do pH, concentração de amônia, disponibilidade de oxigênio dissolvido, variações na temperatura, nível da água e efeitos da sazonalidade), ao hospedeiro (habitat, comportamento alimentar, fisiologia, idade e sexo) e ao parasito (disponibilidade de larvas infectantes, de hospedeiros individuais, da resposta imune do hospedeiro ao estabelecimento da larva e da mortalidade natural dos parasitos) (Takemoto et al. 2004).

Pygocentrus nattereri (Kner 1858), popularmente conhecida como piranha vermelha, pertence à família Characidae e à subfamília Serrasalminae, é um peixe piscívoro e um dos principais predadores dos lagos de várzea amazônicos (Fink 1993). *P. nattereri* alimenta-se arrancando pedaços de suas presas, possui desova parcelada, reproduz no início da enchente e a primeira maturação sexual ocorre em peixes com 13 cm nos machos e 15 cm nas fêmeas (Santos et al. 2006).

Devido à crescente atividade da indústria petrolífera na região amazônica torna-se necessária a análise das características ecológicas de seus ambientes antes de qualquer impacto antrópico. O conhecimento da dinâmica ecológica natural desses ambientes é primordial para a seleção de espécies indicadoras da qualidade ambiental e o desenvolvimento de mecanismos de controle e avaliação das alterações que possam ocorrer. O conhecimento da fauna parasitológica de *P. nattereri* do lago Piranha é uma ferramenta adicional, que poderá ser usada no monitoramento das condições desse ambiente.

Material e Métodos

1. Área de estudo e coleta dos hospedeiros e parasitos

Os peixes foram capturados no lago Piranha, um lago de várzea localizado à margem esquerda do Rio Solimões, a 110 km de Manaus e 25 km de Manacapuru (3° 17' 40'' S e 60° 35' 32'' W), região de construção do gasoduto Coari-Manaus. O ecossistema local é inteiramente de várzea com profundas mudanças sazonais no nível das águas, influenciadas pelos fenômenos de enchente e vazante do Rio Solimões.

Quatro coletas foram realizadas durante os meses de abril (enchente), junho (cheia), setembro (vazante) e novembro (seca) de 2007. As coletas foram realizadas com redes de espera de tamanhos de malhas variando de 20 a 90 mm entre nós adjacentes, dispostas aleatoriamente no lago. Após a captura os peixes foram armazenados em caixas de isopor entre camadas de gelo e em menos de 24 horas transportados para o Laboratório de Parasitologia e Patologia de Peixes (LPP-INPA). Posteriormente foram pesados, medidos e necropsiados. Os parasitos encontrados foram fixados segundo a metodologia descrita por Amato et al. (1991). Os procedimentos para identificação dos parasitos (clarificação, coloração e montagem em lâminas) foram realizados de acordo com a metodologia específica para cada grupo (Eiras et al. 2006, Amato et al. 1991).

Os índices parasitários das populações de parasitos foram feitos segundo Bush et al. (1997) e Serra-Freire (2002).

2. Fator de condição dos hospedeiros

Com os logaritmos dos valores de comprimento padrão (Ls) e de peso total (Wt) de cada peixe, foi ajustada a curva da relação Wt/Ls e foram estimados os valores dos coeficientes de regressão *a* e *b*. Os valores de *a* e *b* foram utilizados nas estimativas dos valores teoricamente esperados de peso corporal (We) pela utilização da equação $We = a.Ltb$. Foi então calculado o fator de condição relativo (Kn) que corresponde ao quociente entre o peso observado e o peso teoricamente esperado para um determinado comprimento ($Kn = Wt/We$) (Le Cren 1951).

3. Análises estatísticas e avaliação do potencial da parasitofauna como bioindicadora

As análises estatísticas foram realizadas segundo Zar (1999) e Serra-Freire (2002). O teste de análise de variância para dados não paramétricos Kruskal Wallis e o teste de comparações múltiplas de Dunn foram utilizados para comparar as prevalências e as intensidades médias de infecção entre os períodos do ciclo hidrológico (Ayres et al. 2003).

A existência de correlações entre a abundância das espécies de parasitos com o fator de condição relativo dos hospedeiros foram testadas por meio do coeficiente de correlação de Pearson "r". O potencial da parasitofauna de *P. nattereri* como bioindicadora foi avaliado conforme os itens propostos por Overstreet (1997) e Sures (2004).

Resultados

Foram examinados 80 exemplares de *P. nattereri*, 20 capturados em cada estação do ciclo hidrológico. Os indivíduos pesavam em média 72,09 g ± 41,11 e o comprimento padrão médio foi de 11,17 cm ± 1,80, sendo que todos os peixes estavam parasitados por pelo menos um grupo de metazoários.

Foram encontradas sete espécies de Monogenoidea, da família Dactylogyridae parasitando *P. nattereri*: *Amphithecium microphalum* Kritsky, Boeger & Jégu, 1997; *Amphithecium brachycirrum* Boeger & Kritsky, 1988; *Amphithecium calycinum* Boeger & Kritsky, 1988; *Amphithecium catalaoensis* Boeger & Kritsky, 1988; *Amphithecium junki* Boeger & Kritsky, 1988; *Pithanothecium amazonensis* (Mizelle & Price, 1965); e *Rhinoxenus piranhus* Kritsky et al.1988; o nematóide *Procamallanus inopinatus* (Pereira, 1985); copépodos da espécie

Tabela 1. Táxons de metazoários parasitos encontrados em *Pygocentrus nattereri* coletados nos meses de abril (enchente), junho (cheia), setembro (vazante) e novembro (seca) de 2007 no lago Piranha.

Table 1. Taxa of metazoan parasites found in *Pygocentrus nattereri* collected in the months of April (flood), June (high water), September (dry seanson), and November (low water) of 2007 in the Piranha Lake.

Parasitos	Estações	PP/PE	TP	P%	IM	AI	AM
Monogenoidea (B)	enchente	20/20	1951	100	92,7	10-307	92,7
	cheia	20/20	1788	100	89,4	11-259	89,4
	vazante	20/20	3435	100	171,75	12-370	171,75
	seca	20/20	9786	100	489,3	50-1111	489,3
	Total	**80/80**	**16960**	**100**	**210,78**	**10-1111**	**210,78**
Procamallanus inopinatus (I)	enchente	18/20	125	90	6,94	1-46	6,25
	cheia	14/20	37	70	2,64	1-6	1,85
	vazante	08/20	13	40	1,62	1-3	0,65
	seca	08/20	8	45	1,11	1-1	0,4
	Total	**48/80**	**183**	**60**	**3,81**	**1-46**	**2,28**
Miracetyma sp. (B)	enchente	10/20	16	50	1,8	1-4	0,8
	cheia	03/20	4	15	2,0	1-3	0,2
	vazante	03/20	19	15	8,0	1-18	0,95
	seca	04/20	27	20	9,0	1-16	1,35
	Total	**20/80**	**66**	**25**	**3,3**	**1-16**	**0,82**

B = brânquias; I = intestino; PP = peixes parasitados; PE = peixes examinados; TP = Total de parasitos; P% = Prevalência; IM = Intensidade média; AI = amplitude da intensidade; AM = abundância média.

Miracetyma sp. e o isópoda *Anphira branchialis* Thatcher, 1993. Os índices parasitários dos peixes estão registrados na Tabela 1.

Foram coletados 16960 exemplares de Monogenoidea nos arcos branquiais dos peixes. A prevalência foi de 100% e a intensidade média aumentou ao longo do ciclo hidrológico (Figura 1). A maior intensidade média ocorreu na seca (novembro) e houve diferença significativa entre os períodos de coleta ($p < 0,0001$). Foi observado uma correlação positiva e significativa entre o fator de condição e a abundância de Monogenoidea, ($r = 0,228$ e $p = 0,042$) (Figura 2).

Um total de 183 indivíduos de *P. inopinatus* foram coletados no intestino de *P. nattereri*, com prevalência de 25%. Houve diferença significativa da prevalência e da intensidade média entre os períodos de coleta ($p = 0,0001$) com a diminuição de ambas ao longo do ciclo hidrológico (Figuras 3 e 4). Os períodos de enchente e cheia (abril e junho) foram os que apresentaram maior diferença em relação aos outros períodos de coleta. O fator de condição não apresentou correlação com a ocorrência de nematóides ($r = 0,0770$ e $p = 0,500$).

Um total de 66 *Miracetyma* sp. foram coletados nos arcos branquiais dos peixes analisados. Embora a prevalência tenha diminuído (Figura 5), a intensidade média aumentou ao longo do ciclo hidrológico (Figura 6), mas os índices de *Miracetyma* sp. não apresentaram diferença significativa entre os períodos de coleta ($p = 0,1384$).

Os exemplares de *A. branchialis* foram coletados nos arcos branquiais em apenas duas fases do ciclo hidrológico (vazante e seca). Estes exemplares foram encontrados parasitando as brânquias dos peixes apenas em um hospedeiro da coleta realizada na vazante e dois hospedeiros da coleta realizada na seca. Para estes parasitos não foi possível calcular todos os índices, pelo fato de terem ocorrido em apenas três hospedeiros analisados.

Discussão

As variações nas infrapopulações de parasitos podem ocorrer devido às mudanças naturais do ambiente, ou podem também variar como resultado de efeitos tóxicos diretos, nos parasitos ou seus hospedeiros, e ainda efeitos ambientais indiretos em populações de hospedeiros intermediários (Poulin 1992).

Segundo Mackenzie et al. (1995) o aumento das infrapopulações de espécies parasitos com ciclo de vida direto, usualmente protozoários e monogenéticos, pode ser devido a um efeito geralmente atribuído ao comprometimento das respostas imunes do hospedeiro.

Neste trabalho as espécies de Monogenoidea foram as que apresentaram os maiores índices parasitários e o aumento nas infestações foi marcante no período seco. Como nesta estação os lagos de várzea secam rapidamente há uma fuga frenética dos organismos aquáticos para o leito do rio ou lagos, para poderem sobreviver. Muitos não conseguem, ou morrem por falta de água ou são facilmente predados em rasas poças de água. Essa pressão ambiental gera um grande estresse nos peixes, comprometendo as respostas imunes e fazendo que os índices parasitários sejam maiores, corroborando com o que relatou Mackenzie et al. (1995).

Procamallanus peraccurattus Pinto, Fábio, Noronha & Rolas, 1974 parasito de *Geophagus brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1824 capturados nos reservatórios de Jaguari e Juqueri, na região leste do Estado de São Paulo, apresentaram os maiores índices parasitários na estação de seca (Madi 2005). Várias espécies de *Procamallanus* parasitos de *Clarias* sp. na Malásia e Egito, também apresentaram os maiores índices parasitários na estação seca (Furtado & Tan 1973).

Nesse trabalho os maiores índices parasitários de *P. inopinatus* ocorreram nas estações de enchente e cheia, resultados diferentes dos encontrados por Furtado & Tan (1973). Isto deve-se porque nas estações de enchente e cheia na Amazônia as condições ambientais são as melhores para vários organismos aquáticos, assim há uma grande quantidade de indivíduos viabilizando o encontro das formas larvais infectantes com seus hospedeiros, permitindo a complementação do ciclo de vida das diversas espécies.

Três espécies de Copepoda já foram referidas parasitando *P. nattereri: Miracetyma piraya* Malta, 1994 coletada no Rio Mamoré (Malta 1994), *Ergasilus yumaricus* Malta & Varella, 1996 coletada nos rios Guaporé, Mamoré, Jiparaná e Pacaás-Novos no Estado de Rondônia (Malta & Varella 1996), ambas parasitando os filamentos

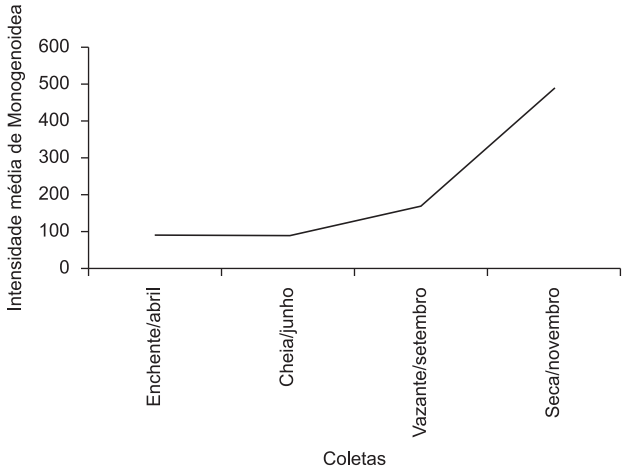

Figura 1. Variação da intensidade média das espécies de Monogenoidea, parasitos de *Pygocentrus nattereri,* durante um ciclo hidrológico anual do lago Piranha.

Figure 1. Variation in the mean intensity of Monogenoidea parasites of *Pygocentrus nattereri* during an annual hydrological cycle of Piranha Lake.

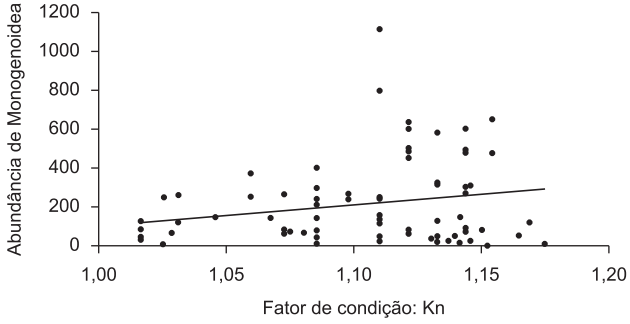

Figura 2. Teste de correlação linear de Pearson entre o fator de condição e a abundância das espécies de Monogenoidea em *Pygocentrus nattereri.*

Figure 2. Pearsons correlation linear test between condition factor and the abundance of Monogenoidea, parasites of *Pygocentrus nattereri,* during an annual hydrological cycle of Piranha Lake.

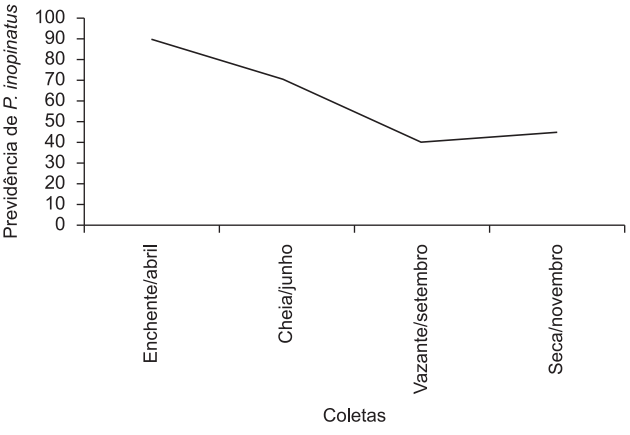

Figura 3. Variação da prevalência de *Procamallanus inopinatus*, parasito de *Pygocentrus nattereri*, durante um ciclo hidrológico anual do lago Piranha.

Figure 3. Variation in the prevalence of *Procamallanus inopinatus,* parasite of *Pygocentrus nattereri,* during an annual hydrological cycle of Piranha Lake.

branquiais, e *Rhinergasilus piranhus* Boeger & Thatcher, 1988, parasito das fossas nasais, coletada no Rio Solimões próximo à Manaus (Boeger & Thatcher 1988).

Nesse trabalho foi encontrada somente uma espécie de Copepoda, *Miracetyma* sp. parasitando os filamentos branquiais e sua prevalência foi de 25%, três vezes maior que a encontrada por Malta (8%). Já a intensidade média foi de 3,3 enquanto Malta registrou 8,0. Os índices foram discrepantes possivelmente pelas diferenças nas amostragens e nas áreas de coleta.

No Rio Araguaia, tributário do Rio Tocantins, no Estado de Goiás foram encontradas três espécies de Isopoda parasitando *P. nattereri*, *Braga patagonica* Schiödte & Meinert, 1884; *Anphira branchialis* Thatcher, 1993 e *Asotana* sp. (Carvalho et al. 2004). No presente trabalho foi encontrada *Anphira branchialis* parasitando *P. nattereri*. Assim como no trabalho de Carvalho et al. (2004) todos foram encontrados na estação seca parasitando os arcos branquiais. A prevalência foi muito baixa comparada com a encontrada pelos autores acima. Essas diferenças tanto na fauna quanto nos índices parasitários podem ser atribuídas às condições diferentes das localidades estudadas, Rio Araguaia e Rio Solimões.

Os efeitos que agentes patogênicos causam em seus hospedeiros necessitam de parâmetros para serem avaliados. Uma análise inicial consiste em definir um "normal" ou controle com o qual possamos comparar os indivíduos parasitados (Chubb 1973). Para os peixes, o fator de condição, que é uma medida ou um indicador quantitativo do bem-estar, pode servir como ferramenta de estudo das relações entre o estado de saúde e o parasitismo (Brasil-Sato 1999, Lizama 2003).

O fator de condição e a presença ou abundância de determinadas espécies de parasitos são variáveis relacionadas (Lemly 1980, Isaac et al. 2004). Porém, freqüentemente, em condições naturais os peixes são infectados por muitas espécies que coexistem e demonstram inter-relações, ou seja, cada indivíduo hospedeiro abriga uma infracomunidade de parasitos (Bush et al. 1997). Assim, há de se considerar também o efeito desses conjuntos de espécies sobre a condição dos hospedeiros.

Nesse trabalho com *P. nattereri* foi observada uma correlação positiva e significativa entre o fator de condição e a abundância de Monogenoidea, ao contrário de Guidelli (2006) que trabalhando com *Leporinus elongatus* Valenciennes, 1849; *L. friderici* (Bloch, 1794); *L. lacustris* Campos, 1945 e *L. obtusidens* (Valenciennes, 1836), da planície de inundação do alto Rio Paraná, encontrou correlações negativas e significativas, segundo a autora isto ocorreu possivelmente porque os indivíduos de *P. nattereri* com melhores condições tiveram melhores possibilidades de reagir eficazmente à infestação pelas espécies de Monogenoidea e possivelmente seu sistema imune estava mais apto a combater as reações ao parasitismo.

A relação entre a carga parasitária de *Rondonia rondoni* Travassos, 1920 (Nematoda, Atractidae) e o fator de condição de *Pterodoras granulosus* Valenciennes, 1833 foram estudados no Rio Paraná. A intensidade média de parasitismo e a prevalência de *R. rondoni* aumentaram com o acréscimo do comprimento do hospedeiro, possivelmente em função da maior ingestão de alimento pelos hospedeiros maiores e pelo processo de acúmulo progressivo dos parasitos. Porém, a intensidade de infecção não afetou o fator de condição dos hospedeiros (Dias et al. 2004).

Resultados semelhantes foram encontrados por Campos (2006) com *Pseudoplatystoma fasciatum* (Spix & Agassiz, 1829) do Rio Aquidauana, Pantanal Mato-grossense, parasitados por seis espécies de Cestoda no intestino. Essa endofauna não apresentou correlação significativa entre fator de condição e abundância parasitária.

Nesse trabalho não houve correlação significativa entre o fator de condição e a abundância parasitária da endofauna, representada

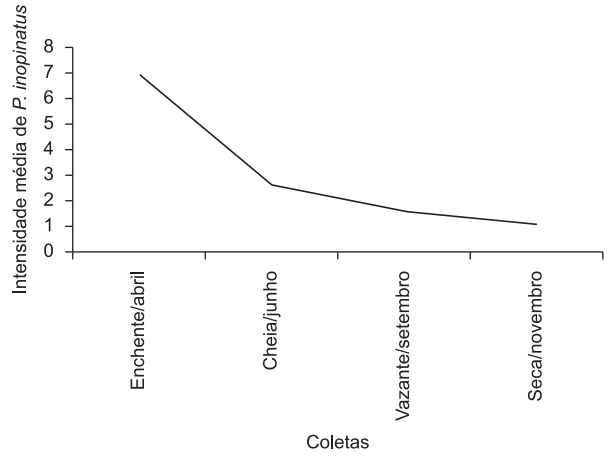

Figura 4. Variação da intensidade média de *Procamallanus inopinatus*, parasito de *Pygocentrus nattereri,* durante um ciclo hidrológico anual do lago Piranha.

Figura 4. Variation in the mean intensity of *Procamallanus inopinatus,* parasite of *Pygocentrus nattereri*, during an annual hydrological cycle of Piranha Lake.

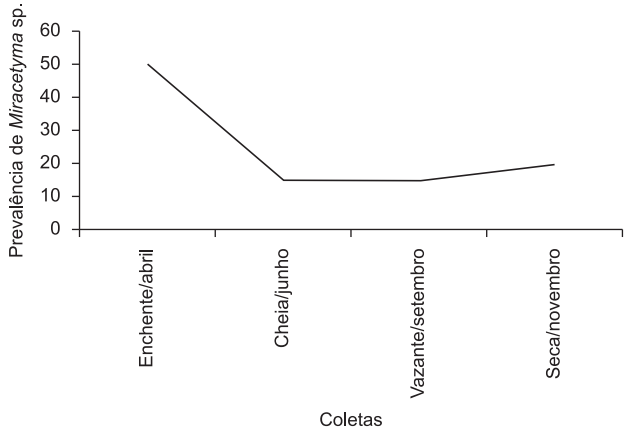

Figura 5. Variação da prevalência de *Miracetyma* sp., parasito de *Pygocentrus nattereri*, durante um ciclo hidrológico anual do lago Piranha.

Figure 5. Variation in the prevalence of *Miracetyma* sp., parasite of *Pygocentrus nattereri* during an annual hydrological cycle of Piranha Lake.

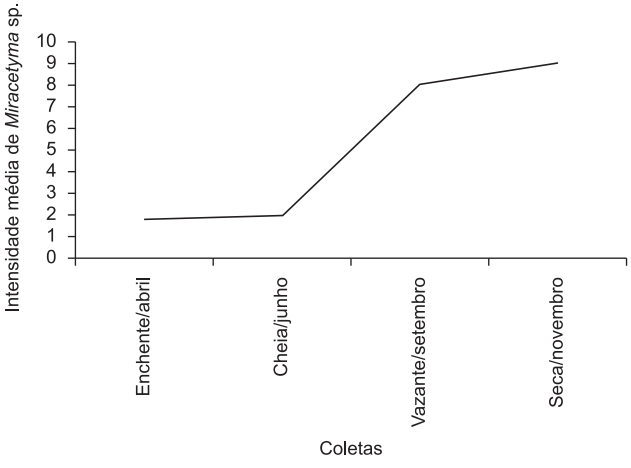

Figura 6. Variação da intensidade média de *Miracetyma* sp., parasito de *Pygocentrus nattereri* durante um ciclo hidrológico anual do lago Piranha.

Figure 6. Variation in the mean intensity of *Miracetyma* sp., parasite of *Pygocentrus nattereri* during an annual hydrological cycle of Piranha Lake.

por *P. inopinatus*. Resultado semelhante ao que encontrou Campos (2006) e Dias et al. (2004) em seus estudos, e diferentes ao de Guidelli (2006) que encontrou uma covariação positiva. Esse fato ocorreu provavelmente pelo número reduzido de *P. inopinatus* encontrados por hospedeiro

P. nattereri apresenta-se como uma espécie que tem as características exigidas para que sua parasitofauna seja usada como bioindicadora: é abundante nos lagos de várzea da Amazônia; uma das espécies mais fáceis de ser capturada; é fácil de ser identificada; tem ampla distribuição na Amazônia e no Brasil; vive em áreas restritas, os lagos de várzea; é hospedeira de um número elevado de parasitos, nesse trabalho nove espécies. Apenas uma das exigência não é atendida, ter tamanho pequeno, pois seu porte é médio. No entanto a coleta e identificação de seus parasitos pode ser feita em pouco tempo, portanto esta exigência não a elimina de ser considerada um peixe-modelo para o uso de sua parasitofauna como bioindicadora.

Algumas populações de parasitos podem responder positivamente a impactos antrópicos enquanto outras podem responder negativamente. Os Monogenoidea, que possuem ciclo de vida monoxeno, via de regra aumentam suas infestações em resposta a impactos antrópicos, já os parasitos de ciclo de vida heteroxeno podem ter suas infestações reduzidas devido à diminuição das populações dos seus hospedeiros intermediários (Marcogliese & Cone 1997). No presente estudo verificamos que *P. nattereri* possui parasitos tanto de ciclo de vida heteroxeno (*P. inopinatus*) como monoxeno (todas as demais espécies encontradas), um fator importante que aponta o potencial para o desenvolvimento de uma ferramenta de biomonitoramento, por meio do acompanhamento dessas populações de parasitos.

Valores da prevalência e da intensidade média de um específico parasito, em diferentes localidades demonstram a diferente natureza dos habitats, em termos de associação de invertebrados de vida livre e vertebrados hospedeiros. A teia de animais de uma comunidade que co-ocorre com os peixes em habitats relativamente saudáveis nos dá um indicativo da biodiversidade (Overstreet 1997).

A fauna de parasitos e os valores dos índices parasitários foram registrados e conforme Overstreet 1997, fica caracterizado a natureza dos habitats em termos de associação de invertebrados de vida livre e parasitos com *P. nattereri* no lago Piranha. Os dados obtidos nesse trabalho são uma referência atual da teia de animais que co-ocorre com *P. nattereri* no lago Piranha um ambiente aquático saudável na Amazônia central

Agradecimentos

Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) pelo apoio financeiro, e a toda equipe do Laboratório de Parasitologia e Patologia de Peixes pelo auxílio técnico dado durante o estudo.

Referências Bibliográficas

AMATO, J.F.R., BOEGER, W.A. & AMATO, S.B. 1991. Protocolos para laboratório: coleta e processamento de parasitos de pescado. Imprensa Universitária, Rio de Janeiro.

AYRES, M., AYRES, M.J.R., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A.S. 2003. BioEstat 3.0: aplicações estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.

BOEGER, W.A. & THATCHER, V.E. 1988. *Rhinergasilus piranhus* gen. et sp. nov. (Copepoda: Poecilostomatoida: Ergasilidae) from the nasal cavities of piranha caju, *Serrasalmus nattereri*, in the central Amazon. P. Helm. Soc. Wash. 55(1):87-90.

BRASIL-SATO, M.C. 1999. Ecologia das comunidades de parasitos metazoários de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) das bacias do rio São Francisco, Três Marias, MG e do rio Paraná. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

BUSH, A.O., LAFFERTY, K.D., LOTZ, J.M. & SHOSTAK, A.W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. 1982, revisited. J. Parasitol. 83(4):575-583.

CAMPOS, C.F.M. 2006. Fauna parasitária e alterações teciduais em duas espécies de peixes dos rios Aquidauana e Miranda, pantanal Sul Mato-Grossense. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, São Paulo.

CARVALHO, L.N., ARRUDA, R. & DEL-CLARO, K. 2004. Host-parasite interactions between the piranha *Pygocentrus nattereri* (Characiformes: Characidae) and isopods and branchiurans (Crustaceae) in the rio Araguaia basin, Brazil. Neo. Ichthyol. 2(2):93-98.

CHUBB, J.C. 1973. Influence of parasites on freshwater fishes in Britain. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18: 1628-1632.

DIAS, P.G., FURUYA, W.M., PAVANELLI, G.C., MACHADO, M.H., & TAKEMOTO, R.M. 2004. Carga parasitária de *Rondonia rondoni.* Travassos 1920 (Nematoda, Atrictidae) e fator de condição do armado. *Pterodoras granulosus*, Valenciennes, 1833 (Pisces, Doradidae). Acta Scient. 26(2):151-156.

EIRAS, J.C., TAKEMOTO, R.M., & PAVANELLI, G.C. 2006. Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. 2. ed. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná.

FINK, W.L. 1993. Revision of the piranha genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). Copeia (3):665-687. doi:10.2307/1447228

FURTADO, J.I. & TAN, K.L. 1973. Seasonal ocurrence of helminths in freshwater fishes. Part IV. Adult Cestoda, Nematoda and Acanthocephala. Adv. Parasitol. 20:1-292.

GUIDELLI, G.M. 2006. Comunidades parasitárias em espécies do gênero Leporinus de diferentes categorias tróficas e ambientes da planície de inundação do Alto rio Paraná. Tese de Doutorado. Universidade estadual de Maringá, Paraná.

ISAAC, A.,GUIDELLI, G.M., FRANÇA, J.G. & PAVANELLI, G.C. 2004. Composição e estrutura das infracomunidades endoparasitárias de *Gymnotus* spp. (Pisces: Gymnotidae) do rio Baía, Mato Grosso do Sul, Brasil, Acta Scient. 26(4):453-462.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 106:110-127.

KADLEC, D., SIMKOVÁ, A., GELNAR, M. & JARKOVSKY, J. 2003. Parasite communities of freshwater fishes under flood conditions. Parasitol. Res. 89:272-283.

LE CREN, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition perch Perca fluviatilis. J. An. Ecol. 20:201-219. doi:10.2307/1540

LEMLY, A. D. 1980. Effects of a larval parasite on the growth and survival of young bluegill. Proc. Ann. Conf. S. E. Assoc. Fish & Wildl. Agencies. 34:263-274.

LIZAMA, M.A.P. 2003. Estudo da relação entre a comunidade parasitária, meio ambiente e dinâmica da população de *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) e *Astyanax altiparanae* Garutti & Bristki, 2000, na planície de inundação do Alto rio Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná.

MACKENZIE, K., WILLIANS, H.H.; WILLIANS, B., MCVICAR, A.H. & SIDDAL, R. 1995. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. Adv. Parasitol. 35:85-144. doi:10.1016/S0065-308X(08)60070-6

MADI, R.R. 2005. Utilização dos helmintos parasitos de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Galmard, 1824) (Cichlidae: Perciformes) como indicadores ambientais. Tese de Doutorado, Universidade estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

MALTA, J.C.O. 1994. *Miracetyma piraya* sp. nov. (Copepoda, Ergasildae) das brânquias de *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) (Characiformes: Serrasalmidae) da Amazônia Brasileira. Acta Amazon. 23(2-3):261-269.

MALTA, J.C.O. & VARELLA, A.M.B. 1996. *Ergasilus yumaricus* sp. n. (Copepoda: Ergasilidae) das brânquias de *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858), *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1819) e *Pristobrycon eigenmanni* (Norman, 1929) (Characiformes: Serrasalmidae) da Amazônia Brasileira. Acta Amazon. 25(1-2):93-100.

MARCOGLIESE, D.J. & CONE, D.K. 1997. Parasite communities as indicators of ecosystem stress. Parassitologia 39:227-232.

OVERSTREET, R.M. 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. Parassitologia 39:169-175.

PAVANELLI, G.C., MACHADO, M.H. & TAKEMOTO, R.M. 1997. Fauna helmíntica de peixes do rio Paraná, região de Porto Rico, Paraná. In A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e sócioeconômicos (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & N.S. Hahn, eds.). Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, p.307-329.

POULIN, R. 1992. Toxic pollution and parasitism freshwater fish. Parasitol. Today. 8:58-61. doi:10.1016/0169-4758(92)90090-O

SANTOS, G., FERREIRA, E. & ZUANON, J. 2006. Peixes comerciais de Manaus. Ibama, Manaus.

SERRA-FREIRE, N.M. 2002. Planejamento e análise de pesquisas parasitológicas. Editora da Universidade Federal Fluminense, Niterói.

SURES, B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. Trends Parasitol. 20(4):170-177. PMid:15099556. doi:10.1016/j.pt.2004.01.014

TAKEMOTO, R.M., LIZAMA, M.A.P., GUIDELLI, G.M. & PAVANELLI, G.C. 2004. Parasitos de peixes de águas continentais. In Sanidade de Organismos Aquáticos. (M.J.T. Ranzani-Paiva, R.M. Takemoto & M.A.P. Lizama, eds.). Editora Varella, São Paulo, p.179-198.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. 4nd ed. Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 06/07/2010
Versão reformulada recebida em 31/01/2011
Publicado em 04/03/2011

The fish fauna of the Jacaré-Guaçu River basin, Upper Paraná River basin

André Luiz Henríques Esguícero[1, 2] & Marlene Sofia Arcifa[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Biologia Comparada, Laboratório de Limnologia, Departamento de Biologia, Universidade de São Paulo – USP, Av. Bandeirantes, n. 3900, CEP 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brazil
[2]Corresponding author: André Luiz Henríques Esguícero, e-mail: andre.esguicero@gmail.com

ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. **The fish fauna of the Jacaré-Guaçu River basin, Upper Paraná River basin**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01811012011.

Abstract: This study aimed to evaluate the fish fauna composition and distribution in different environments, up- and downstream the Gavião Peixoto Dam, in the Jacaré-Guaçu River basin. Most of the sampled ichthyofauna is autochthonous, and the majority of the species belongs to the orders Characiformes and Siluriformes. The order Characiformes comprised most of the specimens caught, *Astyanax altiparanae* being the most abundant species. All the studied environments were characterized by the massive occurrence of accidental species and low similarity between their ichthyofauna. In general, a greater number of species and higher values of the diversity index were observed downstream of the dam. The fish diversity in the studied habitats was positively correlated with the water body depth, and negatively correlated with the water conductivity. This last correlation may be an indicative of the negative influence of the pollution of the Jacaré-Guaçu basin on the local fish fauna.
Keywords: *Neotropical fishes, stream ecology, communities' structure, freshwater fishes, environmental degradation.*

ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. **Ictiofauna da bacia do Rio Jacaré-Guaçu, bacia do Alto Rio Paraná**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01811012011.

Resumo: Este estudo teve como objetivo avaliar a composição e distribuição da ictiofauna em diferentes ambientes, a montante e a jusante da PCH Gavião Peixoto, na bacia do Rio Jacaré-Guaçu. A grande maioria da ictiofauna amostrada é autóctone e pertencente às ordens Characiformes e Siluriformes. A ordem Characiformes foi a que apresentou o maior número de espécimes capturados, sendo *Astyanax altiparanae* a espécie mais abundante em toda a bacia. Todos os ambientes estudados foram caracterizados pela alta ocorrência de espécies acidentais e apresentaram baixa similaridade entre suas ictiofaunas, principalmente quando comparados os ambientes a jusante com os ambientes a montante do barramento da PCH Gavião Peixoto. No geral, os ambientes a jusante apresentaram maior número de espécies e maiores valores do índice de diversidade. A diversidade de peixes nos ambientes estudados foi positivamente correlacionada com a profundidade do corpo d'água e negativamente correlacionada com a condutividade da água. Esta última correlação pode ser um indicativo da influência negativa da poluição registrada na bacia do Rio Jacaré-Guaçu sobre a ictiofauna local.
Palavras-chave: *peixes Neotropicais, ecologia de rios, estrutura de comunidade, peixes de água doce, degradação ambiental.*

Introduction

The Jacaré-Guaçu River, focus of this study, is one of the main tributaries of the right margin of the Tietê River, one of the largest tributaries of the Upper Paraná River Basin. The Upper Paraná River comprises all the Paraná River drainage upstream the Salto de Sete Quedas, a natural geographic barrier submerged by the formation of the Itaipu reservoir in 1982 (Agostinho & Julio Jr. 2002). Denominated as a natural ichthyofaunistic province (Géry 1969), this basin has been considered by many authors as a region with elevated endemism rate (Vari 1988, Langeani 1989, Castro et al. 2003). The estimated ichthyofauna of the Upper Paraná River basin is 310 species, distributed in 38 families and 11 orders (Langeani et al. 2007). The Siluriformes and Characiformes are the richest orders, comprising the majority of the dominant groups in the lotic environments. Despite the high importance and representativeness of the Upper Paraná River basin for the Neotropical fish diversity, a depletion of its fish fauna has been progressing in the last two decades (Agostinho et al. 2007). Several factors may be responsible for this event: the presence of a high number of dams; introductions of alien species; overfishing; and the drainage of large urban and agricultural areas (Agostinho & Julio Jr. 1999).

The principal focus of this study is an ichthyofaunistic inventory of the Jacaré Guaçu-River, with the analysis of the composition and abundance of the fish fauna in different habitats. Besides, some comments about the influence of anthropic impacts over the fish fauna composition are made.

Materials and Methods

1. Study area

Jacaré-Guaçu (Figure 1) is a fourth-order river with a catchment area of approximately 4,108 km². Its basin comprises 34 counties, totalizing 498,172 inhabitants (IBGE, 2000 census, www.ibge.com.br). The main river receives a large contribution of domestic and industrial sewage, mainly through its tributaries. The river is characterized by high concentrations of fecal coliforms (4000 NMP.100 mL^{-1}, CETESB, www.cetesb.sp.gov.br), pesticides (Corbi et al. 2006) and low percentage (8%) of domestic sewage removal in its basin (www.sigrh.sp.gov.br). The natural vegetation of this basin is impacted by anthropic actions, mainly farming and cattle ranching (CATI/Lupa 2008, www.cati.sp.gov.br/projetolupa). The remnants of natural vegetation are mainly composed of seasonal semideciduous and riparian forests and cerrado (savannas) (Hueck & Seibert 1981). The region has a tropical climate, with at least three months of dry season, and the annual mean temperature ranges from 18 to 20 °C (Nimer 1989). The river belongs to the Upper Paraná River basin, and flows into the Ibitinga Reservoir (Tietê River), the headwaters being located in the Serra de Itaqueri (town of São Carlos, São Paulo State, Brazil).

In a previous study, Albino (1987) recorded 77 fish species, distributed in 19 families, in Jacaré-Guaçu River. This author highlights the absence of several large-sized migratory fish species, such as *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766), and *Zungaro jahu* (Ihering, 1898). The dams in the Jacaré-Guaçu River were considered the main responsible for the reduction of the reproductive conditions, dispersion and survival of the local fish fauna.

There are three dams on the Jacaré-Guaçu River: Gavião Peixoto Dam, closed in 1913, and Lobo and Santana dams which were closed in 1936 and 1964, respectively. Only Gavião Peixoto Dam has a fish passage, which after evaluations in the summers of 2007/2008, 2008/2009, and 2009/2010 (Esguícero & Arcifa 2010a, b) proved to be inefficient for upstream migration. Taking into account the diversity and complex migratory behavior of South American fishes, most fish ladders are inefficient for downstream migration (Agostinho et al. 2007), and probably the fish ladder of Gavião Peixoto Dam is no exception.

2. Studied habitats

The Jacaré-Guaçu River, a tributary and a floodplain lake were studied upstream and downstream the Gavião Peixoto Dam (Figure 1), in addition to its reservoir. Each habitat was surveyed aiming to characterize the species of macrophytes, margins and their vegetation, the substrate type of the bottom, and the width of the area (Table 1). Moreover, some physical and chemical factors were recorded (Table 1): average depth, measured at a fixed point; current velocity, which was estimated by the method of a floating object (Brower & Zar 1984); vertical water transparency, estimated with a 30 cm-white Secchi disk; and temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, and pH, measured in the superficial layer of the water with Yellow Springs Inc. equipment.

3. Sampling strategy

A total of 15 sampling campaigns were conducted. Samplings were carried out during the dry-season (June), from 2007 to 2009, and during the rainy-season, once a month from November through February, from 2007 to 2010. The sampling gear employed consisted of 10-m-long (used in the Jacaré-Guaçu River) or 5-m-long (used in the tributaries) gill nets with 1.5, 4.0, and 6.0 cm mesh, between adjacent knots, and a sieve (1 × 0.70 m) with a 0.5 mm mesh. The effort was standardized and similar at each station. The gill nets were placed at sunset, and set during ca. 15 hours in the river sections, and 20 passes of the rectangular sieve were made, in each sampling period. The specimens were fixed in 10% formalin immediately after their capture, and transferred to 70% ethanol. Voucher specimens (7539 and 7554 to 7627) were deposited at the Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP) of the Departamento de Biologia of the Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Brazil.

4. Data analysis

In addition to the species abundance in the entire sampled region, the species frequency and constancy (C) were calculated in each sampling station. The species dominance, assumed as the proportion of a given species in the total sample, and constancy (C) were calculated in each sampling station. The species were classified as: constant ($C > 50\%$), accessory ($50\% \geq C \geq 25\%$), accidental ($C < 25\%$), and absent ($C = 0\%$). The species were identified according to its origin: autochthonous - native from the Upper Paraná River basin; allochthonous - native from other Neotropical basin; and exotic - native from another continent.

The fish fauna similarity between the studied habitats was evaluated with the Jaccard index (J'). For a better visualization of the similarities, a dendrogram was obtained, with the UPGMA cluster analysis of Jaccard index, using the software NTSYS-pc 2.02. The Shannon-Wiener index (H') was employed to analyze the fish diversity in the habitats, and the values were compared with the Student's *t*-test (Ludwig and Reynolds 1988). The influences of physical and chemical factors on the fish diversity were evaluated with the Pearson's correlation analysis, using the H' and the average values of the physical and chemical factors of each habitat. All the statistical analyses were performed using the software Past 1.90 (Hammer et al. 2001).

Sampling codes	Sampling sites	Altitude (m)	Geographical coordinates
S01	Jacaré-Guaçu River downstream	419	21° 52' 00" S 48° 31' 28" W
S02	Floodplain Lake downstream	419	21° 52' 02" S 48° 31' 22" W
S03	Boa Esperança River	421	21° 52' 16" S 48° 31' 02" W
S04	Dam Reservoir	433	21° 50' 46" S 48° 29' 22" W
S05	Jacaré-Guaçu River upstream	475	21° 51' 59" S 48° 16' 42" W
S06	Floodplain Lake upstream	481	21° 51' 53" S 48° 19' 42" W
S07	Chibarro River	490	21° 51' 52" S 48° 16' 09" W

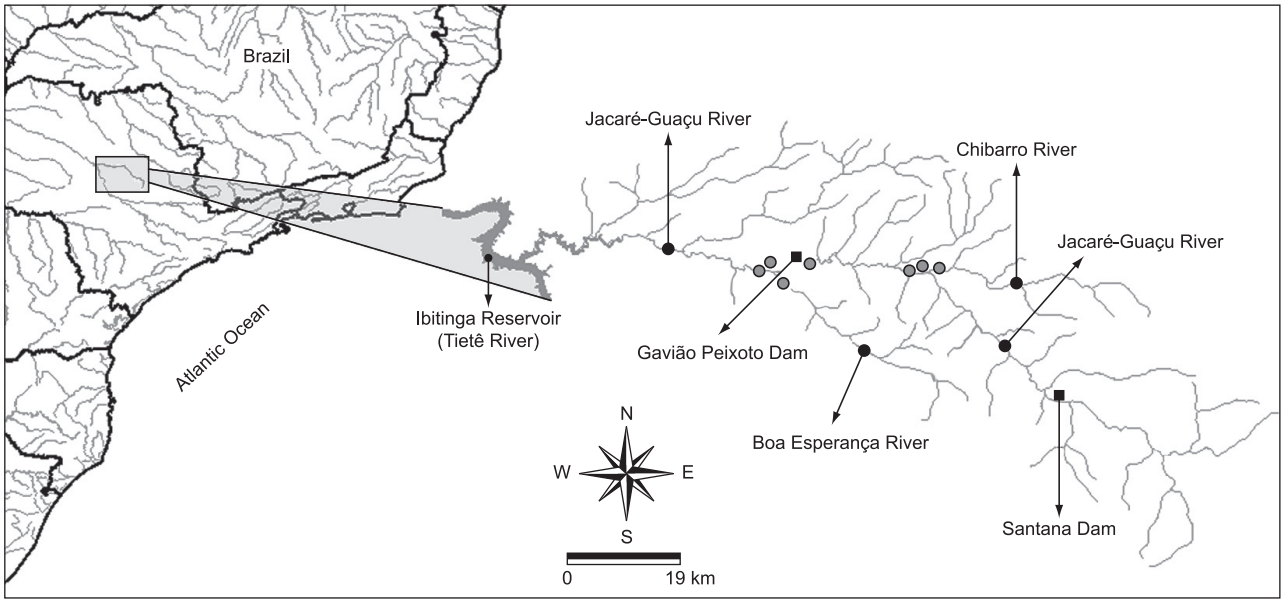

Figure 1. Location of the sampling stations (S) in the Jacaré-Guaçu River basin.

Results

A total of 6,844 specimens, belonging to six orders, 24 families, 59 genera, and 82 species (Table 2), were collected in the seven studied habitats (Figure 1). Approximately 86.3% of the captured specimens belonged to the order Characiformes, 9% to the order Siluriformes, 2.6% to the order Gymnotiformes, 1.3% to the order Perciformes, 0.7% to the order Cyprinodontiformes, and 0.2% to the order Synbranchiformes. Of the 24 sampled families, nine belonged to the order Characiformes, 70.9% of the specimens of this order included in the family Characidae (Table 2). The order Characiformes also showed the greatest number of species (53.7%). Among the other species, 32.9% belonged to the order Siluriformes, 6.1% to the order Perciformes, 3.7% to the order Gymnotiformes, 2.4% to the order Cyprinodontiformes, and 1.2% to the order Synbranchiformes. The Characiformes *Astyanax altiparanae*, *Steindachnerina insculpta*, and *A. fasciatus* together comprised 50% of all specimens collected (Table 2), being the most abundant species of the entire studied region. These species were also dominant in at least more than half of the study sites. Four other species were dominant, but in only one of the sites. Of the 82 sampled species, 11 occurred in all the seven sites, and just *A. altiparanae* was identified as constant in all of them.

The majority of the collected species (78%) was native from the Upper Paraná River basin (Table 2), and only four of them were known as migratory species, based on Carolsfeld et al. (2003). Alien species corresponded to ca. 16% of the species, most of them collected only downstream of the Gavião Peixoto Dam.

A higher number of fish species was captured downstream the dam (72 species downstream and 49 upstream the dam). All the habitats were characterized by a high occurrence of accidental species (Table 2). Besides, there was a low similarity among the fish fauna of these habitats (J' < 58%) (Table 3), the Jacaré-Guaçu River downstream the dam (S01) and the Boa Esperança River (S03) being the most similar sites. The dendrogram (Figure 2) highlights two groups, one composed of habitats located upstream the dam and the other of habitats located downstream the dam.

Table 1. Characteristics of the studied habitats (S; Figure 1) in the Jacaré-Guaçu River Basin. Minimum and values of physical and chemical factors in each studied habitat, from 2007 to 2010. Mean value and standard deviation in parentheses.

Habitats	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07
Depth (m)	1.2 - 2.9 (1.9 ± 1.1)	0.4 - 1.0 (0.8 ± 0.3)	0.6 - 2.2 (1.3 ± 0.9)	1.4 - 1.8 (1.7 ± 0.2)	0.9 - 2.4 (1.6 ± 0.8)	0.5 - 1.6 (1.0 ± 0.7)	0.8 - 1.9 (1.3 ± 0.6)
Current velocity (m/s)	0.3 - 0.6 (0.5 ± 0.2)	0.0 - 0.0	0.4 - 0.7 (0.5 ± 0.2)	0.1 - 0.3 (0.2 ± 0.2)	0.2 - 0.5 (0.4 ± 0.2)	0.0 - 0.0	0.4 - 0.7 (0.6 ± 0.2)
Vertical transparency (m)	0.4 - 0.6 (0.5 ± 0.1)	0.2 - 0.8 (0.6 ± 0.3)	0.5 - 1.1 (0.8 ± 0.4)	0.3 - 0.7 (0.5 ± 0.3)	0.3 - 0.5 (0.4 ± 0.2)	0.4 - 0.6 (0.5 ± 0.2)	0.3 - 0.5 (0.4 ± 0.1)
Water temperature (ºC)	18.3 - 26.6 (23.7 ± 6.9)	14.9 - 29.7 (24.2 ± 7.5)	17.9 - 25.5 (22.9 ± 6.8)	17.8 - 26.7 (23.4 ± 6.1)	17.2 - 26.0 (24.1 ± 7.3)	14.1 - 27.4 (24.4 ± 7.2)	18.2 - 25.1 (24.2 ± 6.2)
pH	6.0 - 6.7 (6.4 ± 0.2)	5.4 - 6.5 (6.3 ± 0.3)	6.5 - 6.8 (6.7 ± 0.1)	5.8 - 6.9 (6.7 ± 0.2)	5.9 - 6.5 (6.3 ± 0.2)	6.0 - 6.8 (6.7 ± 0.2)	6.2 - 7.1 (6.8 ± 0.3)
Dissolved oxygen ($mg.L^{-1}$)	6.4 - 7.9 (7.7 ± 0.1)	2.7 - 7.5 (7.4 ± 0.2)	5.5 - 7.9 (7.8 ± 0.2)	5.9 - 7.9 (7.7 ± 0.4)	5.2 - 8.3 (7.8 ± 0.5)	4.8 - 7.8 (7.5 ±0.4)	3.4 - 6.6 (5.4 ± 1.1)
Water conductivity ($\mu S.cm^{-1}$)	57.1 - 69.0 (64.6 ± 4.1)	46.5 - 121.1 (74.2 ± 52.2)	36.2 - 64.2 (59.2 ± 12,3)	56.6 - 72.8 (65.4 ± 9.9)	58.7 - 68.7 (65.2 ± 6.2)	58.2 - 69.5 (66.6 ± 5.9)	59.7 - 83.2 (71.2 ± 14.4)
Macrophytes	*Brachiaria* spp.	*Salvinia auriculata* *Salvinia biloba* *Pistia stratiotes* *Eichornia azurea* *Floscopa glabrata* *Urochloa* spp	*Urochloa* spp.	*S. auriculata* *S. biloba* *P. stratiotes* *E. azurea* *F. glabrata* *Typha domingensis* *Urochloa* spp.	*Urochloa* spp.	*S. auriculata* *S. biloba* *P. stratiotes* *E. azurea* *F. glabrata* *Urochloa* spp.	*Urochloa* spp.
River order	4ª	-	3ª	3ª	3ª	-	2ª
River width/ Lake area	±24 m	±8.800 m²	±8 m	±95 m	±25 m	±490 m²	±7 m
Margin declivity	low	low	low	low	low	low	low
Riparian vegetation	partially preserved	partially preserved	partially preserved	partially preserved	partially preserved	partially preserved	right margin - preserved left margin - absent
Substrate	mud and sand	muddy and decomposing organic matter	mud and sand	muddy and decomposing organic matter	mud and sand	muddy and decomposing organic matter	muddy

The highest fish diversity ($H' \geq 2.7$, $P \leq 0.01$) was observed in the Jacaré-Guaçu River down- and upstream the dam (S01 and S05), and in the Boa Esperança River (S03), the lowest values occurring in the reservoir and floodplain lakes. The diversity of fishes was positively correlated with depth ($r = 0.86$, $P = 0.01$) and negatively correlated with water conductivity ($r = -0.86$, $P = 0.01$) (Table 4). Thus, in the Jacaré-Guaçu basin, habitats with greater depth and lower values of conductivity tend to harbor a higher diversity of fish.

Discussion

The autochthonous fish species of Jacaré-Guaçu River represent 27% of all native species of the Upper Paraná River basin (Langeani et al. 2007). Taking into account the representativeness of the Jacaré-Guaçu River basin regarding the total area and diversity of habitats of the Upper Paraná River basin, this fish species richness is high. Compared to previous studies on Jacaré-Guaçu River basin (Albino 1987, Shibatta & Silva-Souza 2008), 14 native species (Table 5) were not found during this study. The majority of these species was considered accidental species, and was collected downstream of the sampled area of this study, justifying the difficulty in catching them. Another possibility is that the populations of these species might be reduced, becoming restrict to specific habitats, or even locally extinct, as may be the case of *Myloplus tiete*, an endangered species of the Upper Paraná Rive Basin (Instituto... 2008).

The greater importance of Characiformes and Siluriformes, which represented 86% of all sampled species in this study, was reported by Langeani et al. (2007) in the fish fauna revision of the Upper Paraná River basin. These authors reported that 80% of all species belonged to the orders Characiformes and Siluriformes, most of the

Table 2. Total number of collected specimens (N), constancy (co - constant, ac - accessory, ad - accidental, and ab - absent), and dominance of each species in the seven studied habitats (S; Figure 1). Specimens' abundance (%; 0 means values less than 1) of each species in the total sample, and origin of each of them. The migratory species (Carolsfeld et al. 2003) are highlighted in bold.

Species	Constancy - Dominance							N	%	Origin[1]
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07			
Order Characiformes										
Family Acestrorhynchidae										
Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)	co-0.1	ab	co-0.1	ab	ad-0.0	ab	ab	88	1	autochthonous
Family Anostomidae										
Leporellus vitattus (Valenciennes, 1850)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	2	0	autochthonous
Leporinus amblyrhynchus Garavello & Britski, 1987	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	3	0	autochthonous
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	co-0.1	ac-0.0	co-0.0	ad-0.0	co-0.0	ad-0.1	ad-0.0	103	2	autochthonous
Leporinus lacustris Campos, 1945	ac-0.0	ab	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	18	0	autochthonous
Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	3	0	autochthonous
Leporinus paranensis Garavello & Britski, 1987	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	10	0	autochthonous
Leporinus striatus Kner, 1858	ac-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	12	0	autochthonous
Schizodon borelli (Boulenger, 1900)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	1	0	autochthonous
Schizodon nasutus Kner, 1858	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	14	0	autochthonous
Schizodon sp. 1	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	1	0	-
Family Characidae										
Aphyocharax sp.	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	3	0	-
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000	co-1.2	co-42.9	co-0.5	co-1.6	co-3.1	co-6.9	co-4.9	1404	21	autochthonous
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	co-1.1	co-2.7	co-0.7	co-3.2	co-4.9	ac-0.6	ad-0.2	899	13	autochthonous
Astyanax paranae Eigenmann, 1914	ac-0.1	ab	ab	ab	ab	ab	ab	64	1	autochthonous
Astyanax schubarti Britski, 1964	co-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	34	0	autochthonous
Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.7	66	1	autochthonous
Gymnocorymbus ternetzi (Boulenger, 1895)	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	allochthonous
Hyphessobrycon bifasciatus (Ellis, 1911)	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	14	0	autochthonous
Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	co-10.9	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.1	549	8	autochthonous
Knodus moenkhausii (Eigenmann & Kennedy, 1903)	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ac-0.3	19	0	allochthonous
Metynnis cf. mola Eigenmann &Kennedy, 1903	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	7	0	allochthonous
Moenkhausia intermedia Eigenmann, 1908	co-0.3	ad-0.0	co-0.3	ab	ab	ab	ab	151	2	autochthonous
Moenkhausia sanctafilomenae (Steindachner, 1907)	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.2	25	0	autochthonous
Oligosarcus pintoi Campos, 1945	ac-0.0	ab	ab	co-0.0	ad-0.0	ab	ab	39	1	autochthonous
Piabina argentea Reinhardt, 1867	ac-0.1	ab	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	51	1	autochthonous
Roeboides descalvadensis Fowler, 1932	co-0.2	ad-0.0	co-7.0	ab	ab	ab	ab	355	5	allochthonous
Salminus hilarii Valenciennes, 1850	co-0.1	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.1	ac-0.1	111	2	autochthonous
Serrapinnus cf. *heterodon* (Eigenmann, 1915)	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	32	0	autochthonous
Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	co-0.6	co-0.3	co-5.3	ab	339	5	autochthonous
Serrasalmus maculatus Kner, 1858	ab	ab	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	11	0	autochthonous
Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1836	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	9	0	allochthonous
Triportheus nematurus (Kner, 1858)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	6	0	allochthonous

[1]Buckup et al. (2007), Júlio Jr. et al. (2009) and Langeani et al. (2007).

Table 2. Continued...

Species	Constancy - Dominance							N	%	Origin[1]
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07			
Family Crenuchidae										
Characidium gomesi Travassos, 1956	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	2	0	autochthonous
Characidium zebra Eigenmann, 1909	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ac-0.0	co-0.1	ac-0.0	33	0	autochthonous
Family Curimatidae										
Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)	ac-0.0	ab	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	39	1	autochthonous
Cyphocharax nagelii (Steindachner, 1881)	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	4	0	autochthonous
Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)	co-9.1	co-0.2	co-4.4	co-1.7	co-1.3	co-0.2	ab	1073	16	autochthonous
Family Erythrinidae										
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ad-0.0	5	0	allochthonous
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.0	co-0.1	ab	ad-0.0	49	1	autochthonous
Family Lebiasinidae										
Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903	ab	ab	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	2	0	autochthonous
Family Parodontidae										
Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)	co-0.0	ab	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	32	0	autochthonous
Parodon nasus Kner, 1859	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	2	0	autochthonous
Family Prochilodontidae										
Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)	co-0.3	ac-0.1	ac-0.0	co-0.0	co-0.2	ad-0.1	co-0.7	223	3	autochthonous
Order Cyprinodontiformes										
Family Poeciliidae										
Poecilia reticulata Peters, 1859	ab	ab	ab	ab	co-0.1	ad-0.1	ab	41	1	allochthonous
Phalloceros caudimaculatus (Hensel, 1868)	ab	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	6	0	autochthonous
Order Gymnotiformes										
Family Gymnotidae										
Gymnotus aff. *carapo* Linnaeus, 1758	co-0.0	ac-0.0	co-0.1	co-0.0	co-0.2	co-0.1	co-1.2	150	2	autochthonous
Family Sternopygidae										
Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	22	0	autochthonous
Sternophygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	6	0	autochthonous
Order Perciformes										
Family Cichlidae										
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.2	ad-0.0	49	1	autochthonous
Cichla kelberi Kullander & Ferreira, 2006	ab	ab	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	1	0	allochthonous
Cichlasoma paranaense Kullander, 1983	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	3	0	autochthonous
Crenicichla britski Kullander, 1982	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	2	0	autochthonous
Family Scianidae										
Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	32	0	allochthonous
Order Siluriformes										
Family Auchenipteridae										
Tatia neivai (Von Ihering, 1930)	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	autochthonous
Trachelyopterus coriaceus Valenciennes, 1840	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	2	0	autochthonous

[1]Buckup et al. (2007), Júlio Jr. et al. (2009) and Langeani et al. (2007).

Table 2. Continued...

Species	Constancy - Dominance							N	%	Origin[1]
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07			
Family Callichthyidae										
Corydoras aeneus (Gill, 1858)	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ad-0.0	10	0	autochthonous
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	ac-0.0	ad-0.0	ad-0.0	co-0.2	co-0.3	ad-0.0	ac-0.4	143	2	autochthonous
Lepthoplosternum pectorale (Boulenger, 1895)	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ac-0.0	ad-0.0	co-0.3	ac-0.4	119	2	autochthonous
Family Cetopsidae										
Cetopsis gobioides Kner, 1857	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	autochthonous
Family Clariidae										
Clarias gariepinus (Burchell, 1822)	ab	ab	ad	ab	ab	ab	ab	1	0	exotic
Family Doradidae										
Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	11	0	autochthonous
Family Heptapteridae										
Imparfinis schubarti (Gomes, 1956)	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	5	0	autochthonous
Pimelodella aff. *gracilis* (Valenciennes *in* d'Orbigny, 1835)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	20	0	autochthonous
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard *in* Freycinet, 1824)	ab	ab	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	9	0	autochthonous
Family Loricariidae										
Hypostomus albopunctatus (Regan, 1908)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	8	0	autochthonous
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)	co-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ac-0.4	74	1	autochthonous
Hypostomus margaritifer (Regan, 1908)	ad-0.0	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	9	0	autochthonous
Hypostomus nigromaculatus (Schubart, 1964)	ad-0.0	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	9	0	autochthonous
Hypostomus regani (Ihering, 1905)	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	8	0	autochthonous
Hypostomus sp. 1	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	ab	ad-0.0	ac-0.1	19	0	-
Hypostomus sp. 2	ac-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	9	0	-
Hypostomus sp. 3	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	3	0	-
Liposarcus anisitsi (Eigenmann & Kennedy, 1903)	ad-0.0	ab	ab	ad-0.0	ad-0.0	ab	ad-0.0	14	0	allochthonous
Hisonotus sp.	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ab	ad-0.2	ad-0.0	58	1	-
Loricaria prolixa Isbrücker & Nijssen, 1978	ac-0.0	ab	ab	ab	ab	ab	ab	6	0	autochthonous
Otothyropsis marapoama Ribeiro, Carvalho & Melo, 2005	ad-0.0	ab	ac-0.1	ab	ab	ab	ab	32	0	autochthonous
Pseudotocinclus sp.	ab	ab	ab	ab	ab	ad-0.0	ab	4	0	autochthonous
Family Pseudopimelodidae										
Microglanis garavelloi Shibatta & Benine, 2005	ab	ab	co-0.1	ab	ab	ab	ab	26	0	autochthonous
Pseudopimelodus mangurus (Valenciennes, 1840)	ad-0.0	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	8	0	autochthonous
Family Trichomycteridae										
Paravandellia oxyptera Miranda Ribeiro, 1912	ab	ab	ad-0.0	ab	ab	ab	ab	1	0	autochthonous
Order Synbranchiformes										
Family Synbranchidae										
Synbranchus marmoratus Bloch, 1785	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ad-0.0	ac-0.0	ad-0.0	ab	15	0	autochthonous

[1]Buckup et al. (2007), Júlio Jr. et al. (2009) and Langeani et al. (2007).

Table 3. Shannon-Wiener (H') index, Jaccard index (%; lower matrix) and Student's *t*-test (P; upper matrix) of H' differences between the studied sites (S; Figure 1).

	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07
H'	2.8	1.4	2.7	2.1	2.6	2.4	2.5
S01	-	0.00	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00
S02	36	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
S03	57	42	-	0.00	0.01	0.00	0.01
S04	37	42	35	-	0.00	0.00	0.00
S05	42	36	47	54	-	0.00	0.11
S06	34	46	39	50	54	-	0.01
S07	28	33	40	39	47	47	-

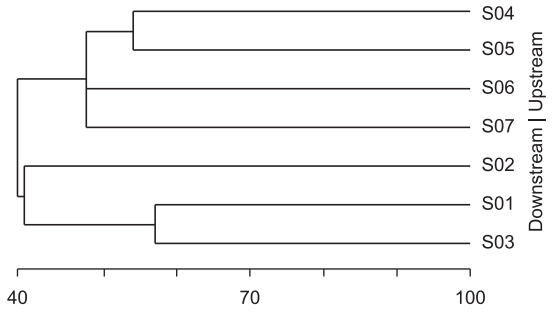

Figure 2. Dendrogram of fish species similarity (Jaccard index) among the studied sites (S; Figure 1) up- and downstream the Gavião Peixoto Dam.

Table 4. Pearson's Correlation between the Shannon-Wiener index and the physical and chemical variables of the studied sites (Figure 1).

Variables	r	P
Depth (m)	0.86	0.01
Current velocity (m/s)	0.73	0.07
Vertical transparency (m)	0.06	0.89
Water temperature (°C)	–0.31	0.49
pH	0.68	0.09
Dissolved oxygen ($mg.L^{-1}$)	0.51	0.25
Water conductivity ($\mu S.cm^{-1}$)	–0.86	0.01

dominant groups of this basin also belonging to these two orders. The predominance of these orders has been reported in several studies on tributaries of the Upper Paraná River basin (Uieda 1984, Garutti 1988, Penczak et al. 1994, Castro & Casatti 1997, Pavanelli & Caramaschi 1997, Casatti et al. 2001, Castro et al. 2003, 2004, 2005, Langeani et al. 2005, Perez-Jr. & Garavello 2007, Apone et al. 2008, Meschiatti & Arcifa 2009), where similar contributions of the orders to those observed in this study have been found. Moreover, this pattern of representativeness of the orders was reported in non-estuarine streams of the Neotropical region, Amazon streams, São Francisco River basin streams, Atlantic Forest streams, and in the Eastern Chaco of Argentina (reviewed by Castro et al. 2003). All these studies highlight the diversity and adaptive success of these two orders of Otophysi in the Neotropical region, especially in South America (Reis et al. 2003, Briggs 2005, Buckup et al. 2007, Ferraris 2007).

Most species belong to the order Characiformes, which contributed 86.3% to the overall captured specimens. Characidae is the most abundant family, particularly the species *Astyanax altiparanae*. The dominance of this species has been reported in several habitats of the Upper Paraná River basin (Uieda 1984, Garutti 1988, Penczak et al. 1994, Castro & Casatti 1997, Pavanelli & Caramaschi 1997, Castro et al. 2003, 2004, 2005). Several reasons may be raised to explain the dominance of *A. altiparanae*, Castro et al. (2004) mentioning three in particular: to belong to the omnivorousq guild, with a high trophic amplitude, for being a nektonic species and an agile swimmer that is distributed from the middle to the surface of the water (Casatti et al. 2001), and to present a high reproductive plasticity (Godoy 1975, Garutti 1989, Agostinho & Julio Jr. 1999).

The high occurrence of accidental species can be justified by several reasons (Garutti 1988, Oliveira & Garavello 2003), such as: physical and chemical seasonal variations of the habitats, which could cause alterations in the population size of a species, influencing the capture probability; movement of the shoals, which can facilitate or hinder the capture of individuals of a species; and sampling methodology, since the sample devices are selective for species, due mainly to the wide behavioral range of tropical fish species. Besides, the size and situation of the fish populations, along the time, can direct influence its constancy.

Probably, the heterogeneity among the studied habitats ensured the establishment of a particular fish fauna, one of the reasons for the low similarity observed. This heterogeneity can also be responsible for a theoretical influence on the efficiency of the methods, which could result in a differential selectivity of the number of specimens and of species collected in each habitat, ending in the low fish fauna similarity. The greater similarity between the Jacaré-Guaçu River, downstream the dam, and its tributary Boa Esperança River is probably due to the fact they are close and, consequently, share the fish fauna. The low similarity among habitats down- and upstream the dam indicates the existence of a particular fish fauna in these two regions, certainly ensured by the loss of connectivity, almost a century ago.

Since 1913, when the dam was closed, at least four fish ladders have been built on the Gavião Peixoto Dam (see Esguicero & Arcifa 2010b for more details). The connection between up- and downstream areas has been intermittent, and in addition, the efficiency of the last two fish ladders for reproductive migration of migratory fish species was very low. Due to the morphological characteristics of the river channel, of Gavião Peixoto Dam, and of the fish ladders, these facilities presented problems related to flow control (Esguicero & Arcifa 2010b), making them unattractive for the reproductive migration of migratory fish species.

Based on the low fish fauna similarity between the areas down- and upstream the dam, and all the problems for fish dispersion caused by the Gavião Peixoto Dam, we can hypothesize that both reproductive migration and migration for dispersion were negatively influenced, affecting, therefore, both migratory and non-migratory fish species. An example of this fact is that the river damming and all the history of fish passages have probably difficulted the dispersion of the majority of the alien species found downstream the dam. Of the 13 alien species captured, only five were sampled upstream the dam. In addition to the possibility of dispersion through the fish ladders, accidental or deliberate release by local people could be other ways these five species have colonized upstream habitats. According to Langeani et al. (2007), the fish farming, sportfishing, fishkeeping, and biological control are important sources of alien fish species in the Upper Paraná River Basin.

Most allochthonous species, caught in this study, invaded the Upper Paraná River basin after the waterfall Salto de Sete Quedas was submerged by the Itaipu Reservoir (Langeani et al. 2007, Júlio Jr. et al. 2009). The invasion and adaptive success of alien species are a major threat to the worldwide fish fauna (Rodríguez 2001, Pelicice & Agostinho 2009). In general, alien species show a rapid

Table 5. Species reported in previous studies on Jacaré-Guaçu River basin (Albino 1987, Shibatta & Silva-Souza 2008) that were not found during this study. RF - Feijão River basin; downstream - species captured downstream from the studied region.

Species	Constancy	Sample site
Order Characiformes		
Family Anostomidae		
Leporinus obtusidens Valenciennes, 1836	accidental	downstream
Family Characidae		
Bryconamericus iheringii (Boulenger, 1887)	-	RF
Hemigrammus marginatus Ellis, 1911	accidental	downstream
Hyphessobrycon anisitsi (Eigenmann, 1907)	-	
Myloplus tiete (Eigenmann & Norris, 1900)	accidental	downstream
Family Parodontidae		
Apareiodon ibitiensis Campos, 1944	accidental	downstream
Apareiodon piracicabae (Eigenmann, 1907)	-	RF
Order Siluriformes		
Family Callichthyidae		
Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)	accidental	downstream
Family Heptapteridae		
Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959	accidental	downstream
Family Pimelodidae		
Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)	accidental	downstream
Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)	accessory	downstream
Pimelodus maculatus La Cepède, 1803	constant	downstream
Family Loricariidae		
Corumbataia cuestae Britski, 1997	-	RF
Rineloricaria sp.	accidental	downstream
Family Trichomycteridae		
Trichomycterus sp.	-	RF

colonization process, probably due to better adaptation to ecological conditions in relation to the native fish fauna (Rodríguez 2001). An example of the impact caused by the introduction of alien species is the absence of *Serrasalmus maculatus*, the only native representative of the genera *Serrasalmus* in the Upper Paraná River basin, in samples caught downstream the Gavião Peixoto dam. According to Agostinho & Julio Jr. (2002), this species was being excluded from the Paraná River, in the region of Itaipu reservoir, by the introduction of *S. marginatus*, after the disappearance of Salto de Sete Quedas. These authors mention that in the Middle Paraná River, near Yaciretá Dam, *S. maculatus* and *S. marginatus* occur sympatrically, in a proportion of 1:4.5. Therefore, the absence of captures of the species *S. maculatus* downstream the Gavião Peixoto dam is probably a result of the drastic local reduction, or even extinction, of its population by the invasion of *S. marginatus*. This species was captured only downstream the dam, and the drawback for its upstream dispersion can be one of the few reasons for the persistence of *S. maculatus* population upstream the dam. A similar case was reported in the Piquiri River (Agostinho & Julio Junior 2002), where the abundance of *S. maculatus* remained high due to the presence of Nhá Bárbara and Apertado Falls, which prevented the dispersion of *S. marginatus* to upstream areas.

There is a clear difference between the fish fauna composition of habitats down- and upstream the dam, indicated by higher values of H' observed in the habitats downstream the dam, and a higher number of fish species captured in these habitats. According to some authors (Peres Neto et al. 1995, Uieda & Barreto 1999, Súarez 2008), several ecological factors, such as food availability and habitat structure, can be responsible for the fish fauna composition and diversity. The existence of a higher floodplain area downstream the Gavião Peixoto Dam (Esguícero & Arcifa 2010b), and the free section downstream the Jacaré-Guaçu River confluence with the Tietê River (downstream the Ibitinga Dam), could support a higher number of fish species

in that stretch. Another factor is that depth of the water body can positively influence the population size and the number of fish species (Súarez 2008), what was also observed in this study. Eutrophication and pollution affect negatively the fish fauna, what can be indicated by the negative correlation of fish diversity and water conductivity (Larkin & Northcote 1969, Bauer 1986), as observed in this study.

Carolsfeld et al. (2003) report the existence of ca. 16 migratory fish species, medium to large-sized Characiformes and Siluriformes, in the Upper Paraná River basin. This number is much higher than that found in the Jacaré-Guaçu River, where only 4 medium-sized migratory species of Characiformes were caught. Currently, there is an intense loss of fish diversity in the Upper Paraná River basin, the main causes being the local extinction of several migratory species, the overfishing, the pollution, and the loss of nursery habitats (Agostinho et al. 2007). All these impact sources are common in the Tietê River, which has a succession of reservoirs, drastically decreasing the fish richness, mainly of the migratory ones.

Acknowledgements

We thank all the people who have helped in the field work, CPFL Energy for logistical support, RMC Castro and the Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for a grant to ALHE. We also thank the Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada da Universidade de São Paulo for financial support and S.M. Thomaz, R. Fuji, and two anonymous referees for valuable suggestions on the manuscript.

References

AGOSTINHO, A.A. & JULIO Jr., H.F. 1999. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais (R.H. Lowe-McConnell). Edusp, São Paulo, p.374-400.

AGOSTINHO, C.S. & JULIO Jr., H.F. 2002. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Velenciennes, 1947 (Osteichthyes, Serrasalmidae) into the Upper Parana River, Brazil. Acta Sci. 24(2):391-395.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá.

ALBINO, A.L.D. 1987. Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guaçu (Estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

APONE, F., OLIVEIRA, A.K. & GARAVELLO, J.C. 2008. Ichthyofaunistic composition of the Quilombo river, tributary of the Mogi-Guaçu River, Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. Biota Neotrop. 8(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?article+bn02208012008.

BAUER, G. 1986. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the south of its European range. Biol. Conserv. 38(1):1-9.

BRIGGS, J.C. 2005. The biogeography of otophysan fishes (Ostariophysi: Otophysi): a new appraisal. J. Biogeogr. 32(2):287-294.

BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1984. Field and laboratory methods for general ecology. Wm.C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.

BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A. & GHAZZI, M.S.A. 2007. Catálogo das Espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

CAROLSFELD, J., HARVEY, B., ROSS, C. & BAER, A. 2003. Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries, and Conservation Status. World Fisheries Trust; World Bank; IDRC, Ottawa.

CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. Biota Neotrop. 1(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/ pt/abstract?inventory+BN00201122001.

CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Fresh. 7(3):337-352.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. Biota Neotrop. 3(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/ pt/abstract?article+BN01703012003.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., FERREIRA, K.M., GIBRAN, F.Z., BENINE, R.C., CARVALHO, M. & RIBEIRO, A.C., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., PELIÇÃO, G.Z., STOPIGLIA, R. & LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 4(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN01704012004.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., VARI, R.P., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., ABREU, T.X., BENINE, R.C., GIBRAN, F.Z., RIBEIRO, A.C., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G.Z.P., FERREIRA, K.M., STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the Upper Paraná River basin, Brazil. Ichthyol. Explor. Fresh. 16(3):193-214.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2010. http://www.cetesb.sp.gov.br. Accessed: August/2010.

CORBI, J.J., STRIXINO, S.T., SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). Quim. Nova 29(1):61-65.

ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. 2010a. Programa de monitoramento da ictiofauna - Fase de Operação (Julho/2007 a Fevereiro/2010). JGP Consultoria e Participações Ltda, São Paulo.

ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. 2010b. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. Hydrobiologia 638(1):41-53.

FERRARIS, C.J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. Zootaxa 1418(1):1-628.

GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. Rev. Brasil. Biol. 48(4):747-759.

GARUTTI, V. 1989. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do rio Paraná. Rev. Brasil. Biol. 49(2):489-495.

GÉRY, J. 1969. The freshwater fishes of South America. In Biogeography and Ecology in South-America (E.J. Fittkau, J. Illies, H. Klinge, G.H. Schwabe, & H. Sioli, eds). Junk, The Hague, p.828-848.

GODOY, M.P. 1975. Peixes do Brasil, Subordem Characoidei: bacia do rio Mogi-Guaçu. Editora Franciscana, Piracicaba.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D., 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. 1.90.

HUECK, K. & SEIBERT, P. 1981. Vegetationskarte von Südamerika. Folia Geobotanica 17(4):90.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2000. http://www.ibge.gov.br. Accessed: August/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. 2008. http://www.mma.gov.br/port/sbf/ fauna/ index.cfm (ultimo accesso em 01/2011).

JULIO Jr., H.F., TÓS, C.D., AGOSTINHO, A.A. & PAVANELLI, C.S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. Neotrop. Ichthyol. 7(1):709-718.

LANGEANI, F. 1989. Ictiofauna do alto curso do rio Tietê (SP): taxonomia. Instituto de Biociências, Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

LANGEANI, F., CASATTI, L., GAMEIRO, H.S., CARMO, A.B. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. Neotrop. Ichthyol. 3(1) 305-311.

LANGEANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn0340703 2007.

LARKIN, P.A. & NORTHCOTE, T.G. 1969. Fish as Indices of Eutrophication. In Eutrophication: causes, consequences, correctives (P.A. Larkin, T.G. Northcote & G.A. Rohlich, eds). National Academy of Sciences, Washington, p.256-273.

LEVANTAMENTO DE UNIDADES DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2008. http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa. Accessed: August/2010

LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. Statistical ecology: a primer on methods and computing. Wiley-Interscience, New York.

MESCHIATTI, A.J. & ARCIFA, M.S. 2009. A review on the fishfauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. Acta Limnol. Brasil. 21(1):135-159.

NIMER, N. 1989. Climatologia do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

OLIVEIRA, A.K. & GARAVELLO, J.C. 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guaçu river basin, southeastern Brazil. Iheringia Série Zool. 93:127-138.

PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. Ichthyol. Explor. Fresh. 8(2):23-32.

PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A.A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. Biol. Invasions 11(8):1789-1801.

PENCZAK, T., AGOSTINHO, A.A. & OKADA, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. Hydrobiologia 294(3):243-251.

PERES NETO, P.R., BIZERRIL, C., IGLESIAS, R. & ESTEVES, F.A. 1995. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. Oecol. Brasil. 1(1):317-334.

PEREZ-JUNIOR, O.R. & GARAVELLO, J.C. 2007. Ictiofauna do ribeirão do Pântano, afluente do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. Iheringia Série Zool. 97(3):328-335.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS, C.J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

RODRÍGUEZ, J.P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? Biodivers. Conserv. 10(11):1983-1996.

SHIBATTA, O.A. & SILVA-SOUZA, A.T. 2008. Fish, Ribeirão do Feijão Basin, São Carlos, São Paulo, Brazil. Check List 4(1):75-78.

SÚAREZ, Y.R. 2008. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br /v8n3/pt/abstract?article+bn02308032008.

UIEDA, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. Rev. Brasil. Biol. 44(2):203-213.

UIEDA, V.S. & BARRETTO, M.G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivari, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. Rev. Brasil. Biol. 18(4):413-416.

VARI, R.P. 1988. The Curimatidae, a lowland neotropical fish family (Pisces: Characiformes); distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. In Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns (W.R. Heyer, & P.E. Vanzolini, eds). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.343-377.

Received 08/10/2010
Revised 06/01/2011
Accepted 02/02/2011

Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) do Sudoeste do Pampa Brasileiro, Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Brasil

Pamela Laiz Paré da Rosa[1,3], Enrique Querol Chiva[1] & Cristiano Agra Iserhard[2]

[1]Curso de Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUCRS, Campus Uruguaiana, BR 472, Km 7
[2]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, n. 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil
[3]Autor para correspondência: Pamela Laiz Paré da Rosa, e-mail: pamela_pare@hotmail.com

ROSA, P.L.P., CHIVA, E.Q. & ISERHARD, C.A. **Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) in the Southwestern Brazilian Grasslands, Uruguaiana, Rio Grande do Sul State, Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?inventory+bn00411012011.

Abstract: "Pampa" is the Brazilian biome that occurs in only one state. Besides grasslands formation, this biome has a variety of other ecosystems This work aimed to inventory the butterflies of the Parque Natural Municipal de Uruguaiana, contributing to the knowledge of this group of insects in this region. Three transects were covered in each sampling occasion: riparian forest (MC), margin of Uruguay river (MR) and grasslands (CS). After four samples along one year and a total of 99 net-hours of sampling effort 46 species were recorded, including two new records for Rio Grande do Sul and one new record for Brazil.
Keywords: *Brazilian Pampa, conservation, riparian forest, Southern Brazil, species richness.*

ROSA, P.L.P., CHIVA, E.Q. & ISERHARD, C.A. **Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) do Sudoeste do Pampa Brasileiro, Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?inventory+bn00411012011.

Resumo: O Pampa é o único bioma Brasileiro que ocorre em apenas um estado. Além de formações campestres, possui uma variedade de ecossistemas associados. Este trabalho tem como objetivo realizar um inventário das borboletas do Parque Natural Municipal de Uruguaiana, contribuindo com o conhecimento deste grupo de insetos desta região. Foram percorridas três transecções em cada ocasião amostral: Mata Ciliar (MC), Margem do Rio Uruguai (MR), e Campo Sujo (CS). Após quatro amostragens ao longo de um ano e um total de 99 horas-rede de esforço amostral foram registradas 46 espécies, ocorrendo dois registros novos para o Rio Grande do Sul e um registro novo para o Brasil.
Palavras-chave: *Pampa, conservação, mata ciliar, Sul do Brasil, riqueza de espécies.*

Introdução

O Pampa é o único bioma brasileiro que ocorre em apenas um estado (Paz et al. 2008), correspondendo a 2,07% do território Nacional e 63% do território do Rio Grande do Sul (Instituto... 2005), constituindo-se em ecossistemas naturais com alta diversidade de espécies vegetais e animais (Pillar et al. 2009). Este bioma abriga outros ecossistemas protegidos por lei, como banhados, áreas alagadas e matas ciliares que servem de refúgio para a fauna (Bortoluzzi & Souza 2007). A sua conservação tem sido ameaçada pela conversão em culturas anuais de soja e arroz, da silvicultura de árvores exóticas destinadas a produção de celulose para exportação e pela degradação associada à invasão de espécies exóticas (Pillar et al. 2009).

Nas últimas décadas cerca da metade da superfície originalmente coberta com os Campos Sulinos no Rio Grande do Sul foi transformada em outros tipos de cobertura vegetal (Overbeck et al. 2007). Além disso, o Pampa está pobremente representado no sistema de áreas protegidas, atualmente apenas 453 km² estão contemplados em Unidades de Conservação de proteção integral, o que equivale a menos de 0,5% da área total desta formação vegetal (Pillar et al. 2009). Isto denota quanta informação e biodiversidade tem sido perdida e a negligência acerca de projetos de monitoramento e conservação destas áreas nativas de campo.

O conhecimento sobre a riqueza e composição de invertebrados terrestres do Pampa é extremamente precário e com grandes lacunas, de acordo com avaliação realizada para a definição do status do conhecimento da biodiversidade brasileira (Lewinsohn 2006). Com a fauna de borboletas este cenário não é muito diferente, são escassas as informações acerca deste táxon nos diferentes ambientes deste Bioma. A disponibilização de dados relativos à riqueza, distribuição e composição de espécies é fundamental para avaliação e monitoramento de borboletas (Emery et al. 2006). As borboletas são sensíveis a mudanças ambientais, o que as conferem a possibilidade de serem utilizadas como bioindicadoras (Brown & Freitas 1999).

Estudos de diversidade de borboletas têm aumentado nas duas últimas décadas, contribuindo a América Latina sobremaneira neste novo panorama (Lamas 2008). No Rio Grande do Sul, pesquisas relativas a inventários e estudos de diversidade de borboletas vem sendo desenvolvidos com maior frequência, pelo menos, nos últimos dez anos e vem aumentando gradativamente (Morais et al. 2007). Em relação ao Pampa, trabalhos históricos foram realizados na região sudeste e missioneira do Rio Grande do Sul por Biezanko (1949, 1958, 1959a, b, 1960a, b, c, d, e, 1963). Posteriormente, tais trabalhos foram revisados e novas amostragens foram realizadas no trabalho de Krüger & Silva (2003). Paz et al. (2008) realizaram um inventário das borboletas da superfamília Papilionoidea (com exceção de Lycaenidae) em duas regiões da Serra do Sudeste, em áreas de campo e mata ciliar nos municípios de Canguçu e Caçapava do Sul, registrando 81 espécies de Nymphalidae, Pieridae e Papilionidae. As borboletas da formação vegetacional Savana Estépica do Parque Estadual do Espinilho (PEE) e entorno, localizado no município de Barra do Quaraí, foram estudadas por Marchiori & Romanowski (2006). Foram registradas 97 espécies de borboletas e destas, 10 novos registros para o estado, o que demonstra a riqueza e a necessidade de mais estudos focados no Pampa.

Os inventários de borboletas supracitados com esforço amostral padronizado realizados nos Campos Sulinos (Pampa e Campos de Cima da Serra) do Rio Grande do Sul evidenciaram a estrita associação de determinados grupos de borboletas com ambientes campestres nativos, podendo tais grupos ser potenciais indicadores de campos preservados (Morais et al. 2007, Romanowski et al. 2009, Iserhard et al. 2010).

Este trabalho tem como objetivo realizar um inventário rápido das borboletas de diferentes ambientes do Parque Natural Municipal de Uruguaiana, contribuindo com o conhecimento deste grupo de insetos na região do extremo sudoeste do Pampa.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O Parque Natural Municipal de Uruguaiana (PNMU) (29º 30' 05" S e 56º 49' 56" W) está localizado na região Sudoeste do Rio Grande do Sul, à margem esquerda do Rio Uruguai, a 50 km ao norte do município de Uruguaiana, na localidade de São Marcos. A formação geológica do Parque é constituída pelas formações Serra Geral e Deserto de Botucatu (Radambrasil 1986) possuindo uma mata ciliar relativamente preservada que tem sofrido ação das atividades de agropecuária, comuns na região. A região encontra-se na classificação de clima subtropical, subúmido com temperatura média anual de 19,7 ºC e precipitação anual de 1346 mm (Maluf 2000).

2. Amostragem

Foram realizadas quatro expedições a campo, nas estações de inverno, primavera, verão e outono entre 2008 e 2009. Três trilhas foram selecionadas em ambientes diferentes. Uma das áreas constitui-se em uma transecção percorrida dentro de uma Mata Ciliar (MC), a qual apresentava um dossel uniforme, com pouca vegetação no estrato primário, e solo coberto de serapilheira. A segunda transecção foi percorrida na Margem do Rio Uruguai (MR), com presença de gramíneas e solo arenoso, havendo lagoas marginais entre a margem e a mata ciliar. No entorno do PNMU estava localizada a transecção de Campo Sujo (CS), circundada pelas atividades de agropecuária.

Cada transecção foi percorrida durante três horas por ocasião amostral com a participação de três amostradores com rede entomológica. O esforço amostral foi padronizado multiplicando-se o número de horas de amostragem pelo número de amostradores com rede. Todas as amostragens foram realizadas entre as 09:00 e 19:00 (vide Marchiori & Romanowski 2006, Paz et al. 2008). Durante a primavera, a trilha MR não foi amostrada, decorrente da cheia no Rio Uruguai. Em cada ocasião amostral, amostradores experientes munidos de rede entomológica percorreram as transecções a passo lento, procurando ativamente por borboletas ao longo e ao redor da trilha, visando cobrir um espectro amplo de alturas de vôo. Borboletas avistadas foram capturadas com a rede entomológica. Sempre que possível, a identificação era realizada no local - se necessário, com o auxílio de guias de campo especializados (Canals 2000, 2003) – e, a seguir, a borboleta liberada. Indivíduos distintamente conspícuos, em situações acessíveis e/ou posições marcadamente óbvias que tornassem sua identificação segura possível sem a captura com rede foram amostrados apenas visualmente e registrados em planilha de campo, visando manter a manipulação das borboletas ao mínimo necessário. Quando aplicável, recorreu-se também ao uso de fotografia digital como auxílio para identificação.

Para coletas de exemplares testemunho ou de difícil identificação em campo, ao menos um indivíduo de cada espécie foi capturado para posterior montagem e identificação em laboratório. Os espécimes estão depositados na Coleção de Lepidoptera do Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Os exemplares foram identificados através de bibliografia especializada (D'Abrera 1981, Canals 2000, 2003) e a consulta a especialistas e a nomenclatura está atualizada segundo Lamas (2004) e Mielke (2005).

3. Análise dos dados

Para confirmação de novos registros para o estado foram consultados os trabalhos de Weymer (1894), Biezanko (1958,

Tabela 1. Lista de espécies de borboletas registradas no período de julho de 2008 a maio de 2009, no Parque Natural Municipal de Uruguaiana (PNMU), Uruguaiana, Rio Grande do Sul. (CS) Campo Sujo, (MC) Mata Ciliar, (MR) Margem do rio Uruguai, (S) Riqueza de espécies, (#) novos registros para o Estado, (*) novo registro para o Brasil.

Table 1. Butterfly species list in Parque Natural Municipal de Uruguaiana (PNMU), recorded between July 2008 and May 2009, Uruguaiana, Rio Grande do Sul State. (CS) Grasslands, (MC) riparian forest, (MR) margin of Uruguay river, (S) species richness, (#) new records for Rio Grande do Sul, (*) new record for Brazil.

Famílias/Subfamílias	Espécies	PNMU		
		CS	MC	MR
NYMPHALIDAE (S= 23)				
Nymphalinae	*Anartia amathea roeselia* (Eschscholtz, 1821)	-	X	-
	Anartia jatrophae jatrophae (Linnaeus, 1763)	-	X	X
	Junonia evarete (Cramer, 1779)	X	X	X
	Ortilia ithra (W. F. Kirby, 1900)	X	X	X
	Tegosa orobia (Hewitson, 1864)	-	-	X
	Vanessa braziliensis (Moore, 1883)	X	X	X
	Vanessa carye (Hübner, 1812)	-	-	X
Biblidinae	*Eunica tatila bellaria* Fruhstorfer, 1908	-	-	X
Satyrinae	*Paryphthimoides phronius* (Godart, 1824)	X	X	-
Heliconiinae	*Agraulis vanillae maculosa* (Stichel, 1908)	X	-	X
	Dryas iulia alcionea (Cramer, 1779)	-	X	-
	Euptoieta hortensia (Blanchard, 1852)	-	-	X
	Heliconius erato phyllis (Fabricius, 1775)	X	X	-
Limenitidinae	*Adelpha thessalia indefecta* Fruhstorfer, 1913	-	X	-
Ithomiinae	*Dircenna dero celtina* Burmeister, 1878	-	X	-
	Mechanitis lysimnia lysimnia (Fabricius, 1793)	-	X	-
Danainae	*Danaus erippus* (Cramer, 1775)	X	-	X
	Danaus gilippus gilippus (Cramer, 1775)	X	-	-
Charaxinae	*Memphis moruus* (Fabricius, 1775)	X	-	-
	Fountainea glycerium cratais (Hewitson, 1874)#	-	X	-
Apaturinae	*Doxocopa kallina* (Staudinger, 1886)	-	X	X
	Doxocopa laurentia laurentia (Godart, 1824)	-	X	-
Libytheinae	*Libytheana carinenta* (Cramer, 1777)	-	-	X
PIERIDAE (S=7)				
Coliadinae	*Colias lesbia lesbia* (Fabricius, 1775)	X	-	-
	Eurema deva (Doubleday, 1847)	X	-	X
	Eurema elathea (Cramer, 1777)	X	X	X
	Pyrisitia leuce leuce (Boisduval, 1836)	X	-	-
	Pyrisitia nise tenella (Boisduval, 1836)	X	X	X
Pierinae	*Tatochila mercedis vanvolxemii* (Capronnier, 1874)*	X	-	-
Dismorphiinae	*Enantia lina psamathe* (Fabricius, 1793)	-	X	X
PAPILIONIDAE (S=1)				
Papilioninae	*Mimoides lysithous eupatorion* (Lucas, 1859)	X	-	-
LYCAENIDAE (S=2)				
Theclinae	*Atlides polybe* (Linnaeus, 1763)	-	X	-
	Pseudolycaena marsyas (Linnaeus, 1758)	X	X	-
RIODINIDAE (S=2)				
Riodininae	*Aricoris epulus signata* (Stichel, 1910)	X	-	X
	Riodina lysippoides Berg, 1882	X	-	-
HESPERIIDAE (S=11)				
Pyrrhopyginae	*Pyrrhopyge pelota* Plötz, 1879 #	X	-	-
Hesperiinae	*Hylephila phyleus phyleus* (Drury, 1773)	X	-	X
	Nyctelius nyctelius nyctelius (Latreille, 1824)	-	-	X
	Panoquina ocola ocola (W.H. Edwards, 1863)	X	-	-
Pyrginae	*Carrhenes canescens pallida* Röber, 1925	X	-	-
	Mylon maimon (Fabricius, 1775)	-	X	-
	Pyrgus orcus (Stoll, 1780)	X	X	X
	Pyrgus orcynoides (Giacomelli, 1928)	-	-	X
	Urbanus simplicius (Stoll, 1790)	X	X	-
	Urbanus teleus (Hübner, 1821)	X	X	-
	Xenophanes tryxus (Stoll, 1780)	-	X	-
Riqueza de espécies		26	24	21

1959a, b, 1960a, b, c, d, e, 1963), Biezanko & Mielke (1973), Mielke (1980a, b), Teston & Corseuil (1998, 2000, 2001, 2008a, b, c), Kruger & Silva (2003), Corseuil et al. (2004), Iserhard & Romanowski (2004), Quadros et al. (2004), Marchiori & Romanowski (2006), Teston et al. (2006), Giovenardi et al. (2008), Paz et al. (2008), Iserhard et al. (2010). Foi calculada a análise de similaridade de Jaccard entre os ambientes, através do programa Past (Hammer et al. 2001).

Resultados e Discussão

Após um total de 99 horas de amostragem com rede entomológica, foram registradas 46 espécies de borboletas (Tabela 1), distribuídas em 6 famílias e 19 subfamílias para o PNMU. Ressalta-se a riqueza desta área de Pampa, e a necessidade de realização de inventários rápidos de fauna, pois com um esforço amostral em torno de um terço em relação ao vizinho Parque Estadual do Espinilho (vide Marchiori & Romanowski 2006), foram registradas em torno de 50% da riqueza de espécies encontrada no PEE e entorno. É importante frisar também que a gama de ambientes contemplados no estudo de Marchiori & Romanowski (2006) foi maior em relação ao PNMU.

A proporção de espécies por família de borboleta se equipara aos dados obtidos em outros trabalhos realizados no Rio Grande do Sul, os quais diferem do restante do país. A família com maior representatividade foi Nymphalidae (50%), seguida de Hesperiidae (24%), Pieridae (15,2%), Lycaenidae + Riodinidae (8,7%) e Papilionidae (2,1%) (Tabela 2). Dados similares foram obtidos no Parque Estadual do Espinilho, onde Nymphalidae aparece também como a família mais representativa, mas com um percentual menor (Tabela 2). Marchiori & Romanowski (2006) destacam a diferença de proporção com a diminuição de Lycaenidae e aumento de Nymphalidae do PEE e seu entorno em relação a outros inventários realizados no país. A família Nymphalidae, seguida por Hesperiidae e Lycaenidae, foram as mais representativas no estudo de Iserhard & Romanowski (2004) para uma área de Floresta Ombrófila Densa no Rio Grande do Sul. No presente trabalho há uma inversão de riqueza entre Lycaenidae e Pieridae, sendo a última possuidora de mais espécies em relação a Lycaenidae (Tabela 2), padrão este não evidenciado no Parque Estadual do Espinilho e na Mata Atlântica do Rio Grande do Sul. Porém, cabe ressaltar a diferença marcante na fisionomia e composição da vegetação entre a Floresta Atlântica e o Pampa, o que pode modificar a representatividade e composição das famílias de borboletas associadas a cada um desses biomas. Mesmo assim, acredita-se que com o aumento do esforço amostral, haveria uma modificação na representatividade destas famílias para o PNMU, principalmente em Lycaenidae e Hesperiidae. Tais famílias são mais difíceis de capturar devido ao seu tamanho diminuto e sua agilidade no voo, além de ser necessário um esforço maior de amostragem para que sua representatividade seja maior.

Tabela 2. Riqueza de espécies para famílias de borboletas registradas para o Parque Natural Municipal de Uruguaiana (PNMU) durante o período de julho de 2008 a maio de 2009 e para o Parque Estadual do Espinilho (PEE) durante o período de março de 2003 a janeiro de 2004. Números entre parênteses indicam porcentagem. *Família Riodinidae incluída em Lycaenidae.

Table 2. Species richness of butterfly families recorded for Parque Natural Municipal de Uruguaiana (PNMU) between July 2008 and May 2009 and for Parque Estadual do Espinilho (PEE) between March 2003 and January 2004. Values in brackets indicate percentage. *Riodinidae included in Lycaenidae.

Famílias	PNMU	PEE
Nymphalidae	23 (50)	36 (37,1)
Hesperiidae	11 (24)	25 (25,9)
Pieridae	7 (15,2)	14 (14,2)
Lycaenidae*	4 (8,6)	18 (18,7)
Papilionidae	1 (2,2)	4 (4,1)

Em relação a espécies comuns entre o Parque Natural Municipal de Uruguaiana e o Parque Estadual do Espinilho, *Doxocopa laurentia laurentia* (Godart, 1824) foi registrada em ambas as localidades apenas em áreas de mata ciliar. Onze espécies registradas no PNMU não haviam sido listadas por Marchiori & Romanowski (2006), com isto a riqueza de borboletas desta região do extremo sudoeste do Pampa chega a 108 espécies. Determinadas espécies aqui citadas e não relacionadas para o PEE são frequentes em áreas úmidas, clareiras de matos e moitas floridas, como, por exemplo, *Carrhenes canescens pallida* Röber, 1925. Representantes de Ithomiinae, *Dircenna dero celtina* Burmeister, 1878 e *Mechanitis lysimnia lysimnia* (Fabricius, 1793) ocorreram somente na mata ciliar do PNMU. Estas espécies se alimentam, nos seus estágios imaturos, de plantas da família Solanaceae, especificamente da planta *Solanum mauritianum* Scop. (Biezanko 1960a), a qual é frequentemente encontrada na mata ciliar do PNMU.

Ocorreram dois novos registros de borboletas para o Rio Grande do Sul, *Fountainea glicerium cratais* (Hewitson, 1874) e *Pyrrhopyge pelota* Plötz, 1879 e um registro novo para o Brasil, *Tatochila mercedis vanvolxemii* (Capronnier, 1874). *Fountainea glicerium cratais* pertence à Nymphalidae, subfamília Charaxinae, e foi registrada no verão na trilha MC. *Pyrrhopyge pelota* pertence à Hesperiidae, subfamília Pyrrhopyginae, apresenta como hábito buscar áreas ensolaradas, com temperaturas mais elevadas e recursos alimentares (flores) abundantes (Fonseca et al. 2006). Foi registrada na área de entorno do PNMU, trilha CS. Imaturos desta espécie se alimentam de espécies do gênero *Psidium* (Myrtaceae) (Biezanko 1963), planta comum na área de estudo. *Tatochila mercedis vanvolxemii*, representante de Pieridae, subfamília Pierinae foi registrada na primavera, na trilha CS. Apesar de Pieridae ser amplamente distribuída e bem representada no estado e no Brasil, em geral, por borboletas de hábitos generalistas e por possuírem uma riqueza de espécies menor e bem conhecida quando comparada as demais famílias de borboletas, *Tatochila mercedis vanvolxemii* possuía ocorrência para a Argentina (Canals 2000), sendo descrita por Bustos (2008) como uma subespécie endêmica da Argentina (com ocorrência no sul e oeste), mas podendo ser encontrada, também, no nordeste da província de Buenos Aires.

Entre as trilhas amostradas no PNMU foi possível constatar que estas apresentam uma diferença de composição relativamente alta entre si, pelos baixos valores de similaridade verificados através do Índice de Jaccard. As trilhas menos similares foram MR e CS (0,275), e as mais similares foram MC e MR (0,306). Tais resultados podem estar associados com a diferença na composição da vegetação em cada ambiente.

A região Sudoeste do Rio Grande do Sul, assim como toda área do estado que margeia o Rio Uruguai ainda é muito pouco representada em estudos, tanto no que tange a fauna de borboletas como de outros taxa. Provavelmente muitas outras espécies de borboletas devem ocorrer nesta região de Pampa, já que este inventário foi realizado em tempo exíguo e em relativamente poucas ocasiões amostrais. Porém, tais resultados obtidos são comparáveis a outros inventários de borboletas realizados no Rio Grande do Sul com mesma metodologia, e em certos casos indicam inclusive uma semelhança nos resultados.

Inventários de curto prazo podem revelar características importantes das comunidades locais, tais como utilização de recursos e a preferência de habitat, além de contribuir para o conhecimento da fauna regional (Marchiori & Romanowski 2006). Desta forma, tais estudos possibilitam uma melhor compreensão do organismo em questão e sua associação com determinado ambiente visando contribuir com atividades futuras de manejo, monitoramento e conservação.

Agradecimentos

Aos colegas e amigos do Laboratório NUPILABRU (Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai) da PUCRS e do Laboratório de Ecologia de Insetos (UFRGS). Aos familiares pelo auxílio e apoio em todas as atividades pertinentes ao desenvolvimento desta pesquisa. Ao Dr. Olaf Mielke (UFPR) pela identificação de Hesperiidae e pela revisão do trabalho, e a um revisor anônimo pelas críticas e sugestões. A Dra. Helena Piccoli Romanowski (UFRGS) pela acolhida, disponibilização de material bibliográfico e incentivo a novos pesquisadores.

Referências Bibliográficas

BIEZANKO, C.M. 1949. Acraeidae, Heliconiidae et Nymphalidae de Pelotas e seus arredores. Contribuição ao conhecimento da fisiografia do Rio Grande do Sul. Livraria Globo, Pelotas, 16p.

BIEZANKO, C.M. 1958. Ib. Pieridae da Zona Sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. A:1-15.

BIEZANKO, C.M. 1959a. Ia. Papilionidae da Zona Sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. A:1-17.

BIEZANKO, C.M. 1959b. Ia. Papilionidae da Zona Missioneira. Arq. Entomol., Ser. B:1-12.

BIEZANKO, C.M. 1960a. Ib. Pieridae da Zona Missioneira do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. B:1-12.

BIEZANKO, C.M. 1960b. III. Danaidae et Ithomidae da Zona Sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. A:1-6.

BIEZANKO, C.M. 1960c. III. Danaidae et Ithomidae da Zona Missioneira do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. B:1-6.

BIEZANKO, C.M. 1960d. IV. Satyridae, Morphidae et Brassolidae da Zona Sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. A:1-13.

BIEZANKO, C.M. 1960e. IV. Satyridae, Morphidae et Brassolidae da Zona Missioneira do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. B:1-10.

BIEZANKO, C.M. 1963. VI. Hesperiidae da Zona Sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol., Ser. A:1-25.

BIEZANKO, C.M. & MIELKE, O.H.H. 1973. Contribuição ao estudo faunístico dos Hesperiidae americanos. IV Espécies do Rio Grande do Sul, Brasil, com notas taxonômicas e descrições de espécies novas (Lepidoptera). Acta Biol. Parana. 2(1-4):51-102.

BORTOLUZZI, L.R. & SOUZA, M.V. 2007. O dia do Pampa. Biodiv. Pampeana 5(2):1-2.

BROWN, K.S. & FREITAS, A.V.L. 1999. Lepidoptera. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados Terrestres (C.R.F. Brandão & E.M. Cancello, eds.). São Paulo, FAPESP, p. 225-245.

BUSTOS, E.N. 2008. Las especies urbanas de Rhopalocera de la Reserva Ecológica Costanera Sur, Ciudad de Buenos Aires, Argentina (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). SHILAP Revta. Lepid. 36(144):435-447.

CANALS, G.R. 2000. Mariposas bonaerenses. L.O.L.A., Buenos Aires, 347p.

CANALS, G.R. 2003. Mariposas de misiones. L.O.L.A., Buenos Aires, 492p.

CORSEUIL, E., QUADROS, F.C., TESTON, J.A. & MOSER, A. 2004. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) coletadas no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata. 4: Lycaenidae. Divul. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS 9:65-70.

D'ABRERA, B. 1981. Butterflies of the Neotropical Region. Part I. Papilionidae & Pieridae. Victoria, Hill House, 72p.

EMERY, E.O., BROWN, K.S. & PINHEIRO, C.E.G. 2006. As borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea) do Distrito Federal, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 50(1):85-92.

FONSECA, N.G., KUMAGAI, A.F. & MIELKE, O.H.H. 2006. Lepidópteros visitantes florais de *Stachytarpheta cayennensis* (Rich.) Vahl (Verbenaceae) em remanescentes de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 50(3):399-405.

GIOVENARDI, R., DI MARE, R.A., SPONCHIADO, J., ROANI, S.H., JACOMASSA, F.A.F., JUNG, A.B. & PORN, M.A. 2008. Diversidade de Lepidoptera (Papilionoidea e Hesperioidea) em dois fragmentos de floresta no município de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 52(4):599-605.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological statistics – PAST. Version 1.18. http://folk.uio.no/ohammer/past (último acesso em 14/07/2010).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2005. Mapas de biomas e vegetação. http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169 (último acesso em 05/08/09).

ISERHARD, C.A. & ROMANOWSKI, H.P. 2004. Lista de espécies de borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) da região do Vale do rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(3):649-662.

ISERHARD, C.A., QUADROS, M.T., ROMANOWSKI, H.P. & MENDONÇA-JR, M.S. 2010. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 10(1):309-320: http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?inventory+bn02910012010.

KRÜGER, C.P. & SILVA, E.J.E. 2003. Papilionoidea (Lepidoptera) de Pelotas e seus arredores, Rio Grande do Sul, Brasil. Entomol. Vectores 10(1):31-45.

LAMAS, G. 2004. Atlas of Tropical Lepidoptera. Checklist: Part 4a Hesperioidea – Papilionoidea. Scientific Publishers; Association for Tropical Lepidoptera, Gainesville, 439p.

LAMAS, G. 2008. La sistemática sobre mariposas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en el mundo: estado actual y perspectivas futuras. In III Reunión Anual de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática. La Plata, Argentina. p. 57-70.

LEWINSOHN, T.M. 2006. Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

MALUF, J.R.T. 2000. Nova classificação climática para o Estado do Rio Grande do Sul. Rev. Bras. Agrometereol. 8(1):141-150.

MARCHIORI, M.O. & ROMANOWSKI, H.P. 2006. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Espinilho e entorno, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(4):1029-1037.

MIELKE, O.H.H. 1980a. Contribuição ao estudo faunístico dos Hesperiidae americanos. V Nota suplementar – As espécies de Pyrrhopyginae e Pyrginae do Rio Grande do Sul, Brasil (Lepidoptera). Acta Biol. Parana. 8-9:7-17.

MIELKE, O.H.H. 1980b. Contribuição ao estudo faunístico dos Hesperiidae americanos. VI Nota suplementar – As espécies de Hesperiinae do Rio Grande do Sul, Brasil (Lepidoptera). Acta Biol. Parana. 8-9:127-172.

MIELKE, O.H.H. 2005. Catalogue of the American Hesperioidea: Hesperiidae (Lepidoptera). Sociedade Brasileira de Zoologia, Curitiba, 6v., 1536p.

MORAIS, A.B.B., ROMANOWSKI, H.P., ISERHARD, C.A., MARCHIORI, M.O. & SEGUI, R. 2007. Mariposas del Sur de Sudamérica (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea). Ciênc. Ambient. 35:29-46.

OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., FIDELIS, S., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.P., BRANCO, C.C., BOLDRINI, I.I., BOTH, R. & Forneck, E. 2007. Brasil's neglected biome: the South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 9:101-116.

PAZ, A.L.G., ROMANOWSKI, H.P. & MORAIS, A.B.B. 2008. Nymphalidae, Papilionidae e Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 8 (1):22-29: http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn01608012008.

PILLAR, V.P., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M.S. & JACQUES, A.V.A. 2009. Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 409p.

QUADROS, F.C., DORNELES, A.L. & CORSEUIL, E. 2004. Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Biociências 12(2):147-164.

RADAMBRASIL. 1986. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da Terra. Levantamento de recursos Naturais. IBGE, Rio de Janeiro.

ROMANOWSKI, H.P., ISERHARD, C.A. & HARTZ, S.M. 2009. Borboletas da floresta com araucária. In Floresta de araucária*:* ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável (C.R. Fonseca, A.F. Souza, A.M. Leal-Zanchet, T. Dutra, A. Backes & G. Ganade, eds.). Holos Editora, Ribeirão Preto, p. 229-240.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 1998. Lista documentada dos Papilionídeos (Lepidoptera, Papilionidae) do Rio Grande do Sul, Brasil. Biociências 6(2):81-94.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2000. Lista documentada dos Pierídeos (Lepidoptera, Pieridae) do Rio Grande do Sul, Brasil. Biociências 8(2):115-132.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2001. Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte I. Danainae e Ithomiinae. Biociências 9(1):51-61.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2008a. Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte IV. Apaturinae e Charaxinae. Biociências 16(1):28-32.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2008b. Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte V. Biblidinae e Limenitidinae. Biociências 16(1):33-41.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2008c. Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte VI. Nymphalinae e Satyrinae. Biociências 16(1):42-51.

TESTON, J.A., TOLEDO, K.G. & CORSEUIL, E. 2006. Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte III. Heliconiinae e Libytheinae. Biociências 4(2):208-213.

WEYMER, G. 1894. Exotische Lepidopteren. VII. Beitrag zur Lepidopterenfauna von Rio Grande do Sul. Stett. Entomol. Zeitung 55(10-12):311-333.

Recebido em 10/08/2010
Versão reformulada recebida em 27/11/2010
Publicado em 01/01/2011

Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil

Darlon Kipper[1,2], Andréa Bialetzki[1,2,3] & Miriam Santin[1,2]

[1]Laboratório de Ictioplâncton, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá – UEM, Av. Colombo, n. 5790, bloco G-80, sala 12, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brasil
[2]Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá – UEM
[3]Autor para correspondência: Andréa Bialetzki, e-mail: bialetzki@nupelia.uem.br

KIPPER, D., BIALETZKI, A. & SANTIN, M. **Taxonomic composition of the assemblage of fish larvae in the Rosana reservoir, Paranapanema River, Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?short-communication+bn00911012011.

Abstract: There are few studies in reservoirs that consider the Early Life Stages (ELS) of fish. Information on the ecology of fish larvae are useful for understanding the biology of the species, since ELS represent a critical period in fish life cycle. In this context, knowledge about the assemblages of larvae can be valuable for the prediction and understanding of recruitment, thus assisting in the management of the environment. Therefore, this study intends to investigate the composition of the assemblage of fish larvae in different regions of Rosana reservoir. Samples were collected quarterly (March, June, September and December) in 2002, in the limnetic and littoral regions of the zones fluvial, transition and lacustrine of reservoir. In the laboratory, the material was sorted and larvae were separated and identified to lowest possible taxonomic level. The taxa that were the major contributors in the limnetic region were *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes), *Hypophthalmus edentatus*, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes), *Astyanax* spp. and *Roeboides descalvadensis* (Characiformes), whereas in the coastal region *Bryconamericus stramineus* and *Apareiodon affinis* (Characiformes) prevailed. Limnetic and littoral regions of the reservoir, as well as their respective zones showed differences in larvae species composition and segregation of assemblages can be influenced by a preference for habitats or evolutionary questions involving reproductive strategies of species.
Keywords: *ichthyoplankton, limnetic region, littoral region, reservoir.*

KIPPER, D., BIALETZKI, A. & SANTIN, M. **Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?short-communication+bn00911012011.

Resumo: Em reservatórios, são escassos os estudos que consideram as fases iniciais do ciclo de vida de peixes, sendo que informações sobre a ecologia de larvas de peixes são úteis para o entendimento da biologia das espécies, visto que os estágios iniciais representam um período crítico no ciclo de vida dos peixes. Neste contexto, o conhecimento a respeito das assembleias de larvas pode ser valioso para a predição e o entendimento do recrutamento, auxiliando desta maneira, no manejo do ambiente. Desta forma, o presente trabalho pretende verificar a composição da assembleia de larvas de peixes em diferentes regiões do reservatório. As coletas foram realizadas trimestralmente (março, junho, setembro e dezembro) no ano de 2002, nas regiões limnética e litorânea das zonas fluvial, transição e lacustre do reservatório de Rosana. No laboratório, o material foi triado e as larvas foram separadas e identificadas ao menor nível taxonômico possível. Os táxons que tiveram maior contribuição na região limnética foram *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes), *Hypophthalmus edentatus*, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes), *Astyanax* spp. e *Roeboides descalvadensis* (Characiformes), enquanto na região litorânea *Bryconamericus stramineus* e *Apareiodon affinis* (Characiformes). As regiões limnética e litorânea do reservatório, assim como suas respectivas zonas apresentaram diferenças na composição de espécies de larvas e a segregação das assembleias pode estar sendo influenciada pela preferência por habitats ou por questões evolutivas que envolvem as estratégias reprodutivas das espécies.
Palavras-chave: *ictioplâncton, região limnética, região litorânea, reservatório.*

Introdução

Nos reservatórios, é possível visualizar a formação de compartimentos de grande complexidade espacial e temporal, devido às próprias características do relevo inundado, padrões de circulação/retenção e interações com os tributários e o ambiente terrestre (Straškraba et al. 1993). Thornton et al. (1990) propuseram o zoneamento dos reservatórios, onde ao longo do eixo longitudinal há um contínuo, com início na região de influxo do rio até a barragem. Segundo estes autores, neste contínuo, três zonas distintas são observadas: fluvial (incluindo a região do delta), transição e lacustre. Além destas, também podem ser distinguidas duas regiões transversais, a limnética e a litorânea (Esteves 1998). Todas se diferenciam quanto às propriedades físicas, químicas e biológicas, causando heterogeneidade espacial e temporal e, consequentemente, promovendo a diversidade de habitats, que é um fator decisivo para a organização das comunidades e fundamental para a diversidade biológica (Tundisi 1999).

Na literatura, há uma ampla discussão acerca da importância relativa dos fatores físicos e biológicos na definição de padrões de distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos (Oliveira & Goulart 2000), tais como os reservatórios. Segundo estes autores, há um conjunto de fatores responsáveis pela determinação dos padrões de distribuição espacial dos peixes nos diferentes ambientes lênticos, e a importância relativa de cada fator varia amplamente entre as assembleias de cada local.

Os estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes, assim como os adultos, apresentam diferentes padrões de distribuição, tanto espaciais quanto temporais. A estrutura da assembleia de larvas de peixes é diretamente influenciada pelo modo, local, período, duração e intensidade reprodutiva (Bialetzki et al. 2005). Prover informações a respeito do recrutamento, talvez seja o fator primordial que motiva os estudos das assembleias de ictioplâncton (Miller 2002). O conhecimento das forças que determinam a forma de organização destas assembleias ao longo do espaço e do tempo pode ser valioso para a predição e o entendimento do recrutamento, auxiliando desta maneira, no manejo do ambiente.

Neste contexto, a proposta deste trabalho foi conhecer a composição da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, rio Paranapanema. Especificamente, pretende-se investigar padrões de composição das larvas das espécies presentes em distintas unidades de hábitat (regiões limnética e litorânea e suas respectivas zonas: fluvial, de transição e lacustre).

Material e Métodos

O reservatório de Rosana (Figura 1), inserido na bacia do Rio Paranapanema, foi fechado em novembro de 1986 e possui uma área inundada de 220 km^2. O eixo da barragem se localiza entre os municípios de Diamante do Norte (PR) e Primavera (SP), a 20 km de sua foz, no Rio Paraná. Há duas unidades de conservação em suas margens: o Parque Estadual do Morro do Diabo, à direita, e a Estação Ecológica do Caiuá, à esquerda. Apesar disso, a maior parte de seu entorno está ocupada por pastagens. Macrófitas submersas, especialmente *Egeria densa*, têm grande abundância em termos de distribuição espacial e cobertura (profundidades inferiores a 5 m) (Júlio Júnior et al. 2005).

As coletas foram realizadas trimestralmente (março, junho, setembro e dezembro) no ano de 2002, nas zonas fluvial, de transição e lacustre do reservatório. Em cada zona foram escolhidos dois pontos de coleta, sendo um na região limnética e outro na litorânea. Devido ao fato dos organismos do ictioplâncton diferirem em tamanho, distribuição horizontal, comportamento, disponibilidade temporal e susceptibilidade aos vários aparelhos de captura, foram utilizadas dois tipos de amostragens: i) Na região limnética – redes de plâncton do tipo cônico-cilíndrica, malha 0,5 mm, área da boca da rede de 0,1104 m^2, as quais foram arrastadas na superfície da água, por 10 minutos, sendo estas equipadas com fluxômetro para a obtenção

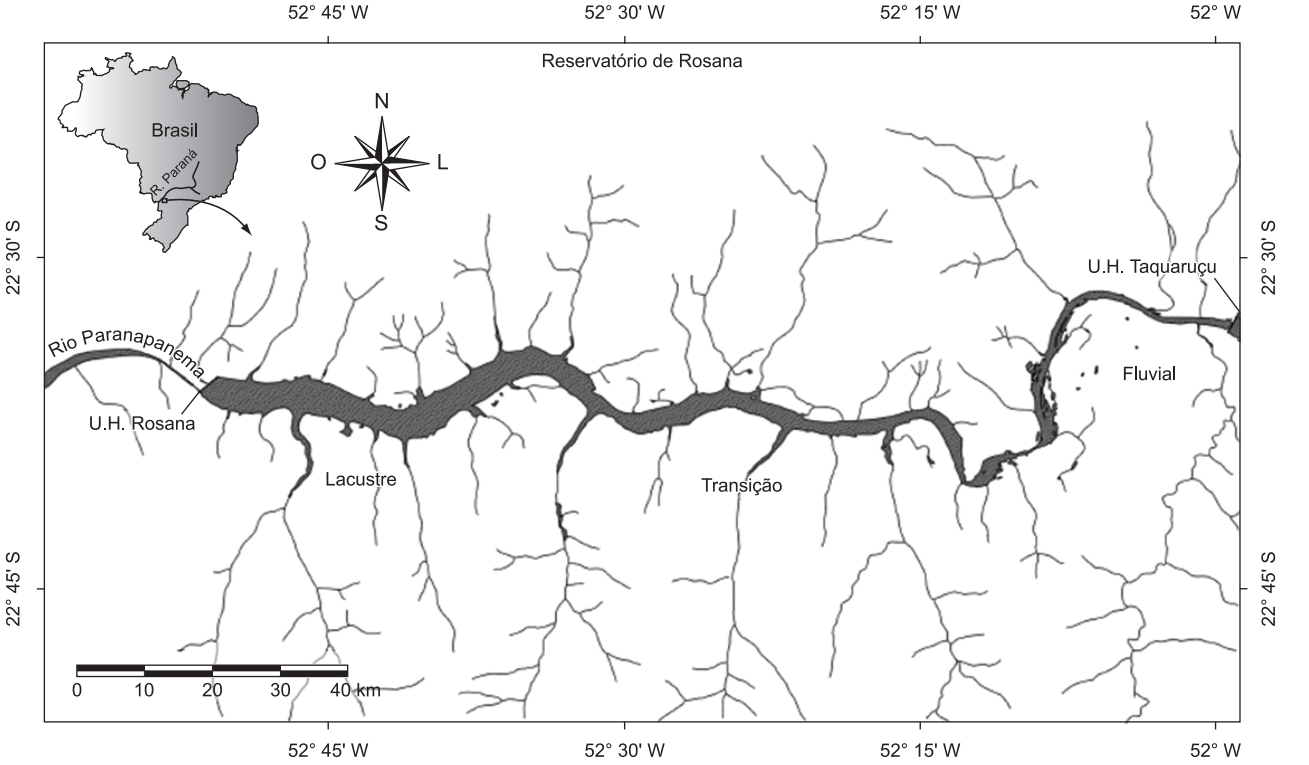

Figura 1. Localização da estação de amostragem.

Figure 1. Location of sampling station.

do volume de água filtrada; e ii) na região litorânea - arrastos do tipo picaré, com 12 m de comprimento, 1,5 m de altura, malha de 5 mm, e parte central dotada de um saco com malhagem 0,5 mm, o qual foi operado em direção a margem. As amostras foram acondicionadas adequadamente e fixadas em formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio.

No laboratório, o material foi triado e as larvas foram separadas e identificadas ao menor nível taxonômico possível, segundo Nakatani et al. (2001). As densidades dos organismos capturados na região limnética foram padronizadas para um volume de 10 m³ de água filtrada (segundo Tanaka 1973, modificado por Nakatani et al. 2001), utilizando-se a seguinte equação: Y = (X/V).10, onde: Y = número de indivíduos por 10 m³; X = número de indivíduos coletados; e V = volume de água filtrada. As densidades dos organismos capturados pelo arrasto na zona litorânea foram padronizadas para uma área de 10 m^2, onde a densidade foi obtida pela razão entre o número de organismos obtidos e a área amostrada.

Resultados

Na região limnética (Tabela 1), a ordem Characiformes contribuiu com 13,5% das capturas (sendo 46% na zona fluvial, 14% na de transição e 6% na lacustre), Siluriformes com 64,7% (sendo 30,7% na zona fluvial, 61,5% na de transição e 85% na lacustre), Perciformes com 21,5% (sendo 23% na zona fluvial, 24% na de transição e 8% na lacustre) e os Pleuronectiformes tiveram contribuição inferior a 0,5% (menos de 1% nas zonas de transição e lacustre).

Entre os Characiformes, puderam ser identificados quatro táxons ao nível específico, sendo eles: *Salminus brasiliensis* (Cuvier), *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, *Roeboides descalvadensis* Fowler e *Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch) e dois a nível genérico, *Astyanax* spp. e *Hyphessobrycon* sp. Entre os Siluriformes, foram observadas quatro espécies: *Auchenipterus osteomystax* (Ribeiro), *Pimelodus maculatus* Lacépède, *Iheringhicthys labrosus* (Lütken) e *Hypophthalmus edentatus* (Spix). *Plagioscion squamosissimus* (Heckel) foi a única espécie dentre os Perciformes, assim como *Catathyridium jenynsii* (Günther), entre os Pleuronectiformes.

Na região litorânea (Tabela 2), a ordem Characiformes contribuiu com 90% das capturas (sendo 84% na zona fluvial, 95% na de transição e 88% na lacustre), os Siluriformes, com 5% (sendo 12% na zona fluvial, 5% na de transição), os Gymnotiformes, com apenas 1% das capturas (contribuindo com 4% na zona fluvial) e os Perciformes somaram 4% (contribuindo com 12% na zona lacustre).

Dentro da ordem Characiformes puderam ser identificados três táxons a nível específico, *B. stramineus*, *R. descalvadensis* e *Apareiodon affinis* (Steindachner). Já entre os Siluriformes, foram observadas três espécies: *A. osteomystax*, *P. maculatus* e *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard). Entre os Perciformes, duas espécies foram identificadas: *P. squamosissimus* e *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard).

Tabela 1. Densidade média das larvas de peixes (larvas/10 m^3) coletadas na região limnética do reservatório de Rosana, rio Paranapanema, ao longo de um gradiente longitudinal (fluvial, transição e lacustre), nos meses de março (M), junho (J), setembro (S) e dezembro (D) de 2002. Táxons enquadrados segundo Reis et al. (2003).

Table 1. Mean density of fish larvae (larvae/10 m^3) collected in the limnetic zone of Rosana reservoir, Paranapanema River, along a longitudinal gradient (fluvial, transition and lacustrine), in March (M), June (J), September (S) and December (D) 2002. Taxa classified according to Reis et al. (2003).

Taxa	Fluvial				Transição				Lacustre			
	M	J	S	D	M	J	S	D	M	J	S	D
Characiformes**	-	-	-	-	-	-	0,19	-	-	-	-	1,17
Anostomidae*	-	-	-	-	-	-	-	2,78	-	-	-	0,29
Characidae												
Astyanax spp.	-	-	-	0,51	-	-	-	23,5	-	-	-	-
Bryconamericus stramineus	0,82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hyphessobrycon sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29
Salminus brasiliensis	-	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-	-	-
Roeboides descalvadensis	-	-	-	-	-	-	-	1,54	-	-	-	0,59
Erythrinidae												
Hoplias aff. *malabaricus*	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-
Siluriformes												
Heptapteridae*	-	-	-	-	-	-	-	0,62	-	-	-	0,29
Pimelodidae												
Hypophthalmus edentatus	-	-	-	0,25	-	-	-	114	-	-	-	31
Iheringhichthys labrosus	-	-	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	0,29
Pimelodus maculatus	-	-	-	0,25	-	-	-	5,87	-	-	-	-
Auchenipteridae												
Auchenipterus osteomystax	-	-	-	0,51	-	-	-	-	-	-	-	-
Perciformes												
Sciaenidae												
Plagioscion squamosissimus	-	-	-	0,77	-	-	-	48,8	0,32	-	-	2,64
Pleuronectiformes												
Achiridae												
Catathyridium jenynsii	-	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-	-	0,29

**Espécimes identificados somente em nível de ordem; *espécimes identificados somente em nível de família.

**Specimens identified only at Order level; *specimens identified only as a Family level.

Os táxons que apresentaram maior densidade na região limnética foram *P. squamosissimus* (Perciformes), *H. edentatus*, *P. maculatus* (Siluriformes), *Astyanax* spp. e *R. descalvadensis* (Characiformes), enquanto na região litorânea foram *B. stramineus* e *A. affinis* (Characiformes).

Discussão

O levantamento realizado nos diferentes ambientes do reservatório de Rosana mostrou que em termos de composição foram encontradas larvas de quinze espécies, sendo doze na região limnética e oito na litorânea. Nakatani et al. (2005) estudando o ictioplâncton de 31 reservatórios do Estado do Paraná, encontraram maior diversidade de larvas naqueles localizados no Rio Paranapanema, corroborando os resultados encontrados por Luiz et al. (2005) com peixes adultos. Segundo estes autores, além de apresentarem o maior número de espécies, estes reservatórios também estão entre os que possuem espécies com as mais diversas estratégias reprodutivas. Britto & Carvalho (2006) consideram que ao longo deste rio, a diversidade da ictiofauna varia de 50 a 80 espécies. Na parte superior da bacia, no reservatório de Jurumirim, foram identificadas 31 espécies (Carvalho & Silva 1999), enquanto que no baixo Paranapanema foram observadas 78 espécies no reservatório de Taquaruçu (Britto & Carvalho 2006) e 70 em Rosana (Pelicice et al. 2005).

A distribuição transversal do ictioplâncton evidenciou na região limnética, principalmente, larvas de Siluriformes e Perciformes, influenciada pela grande abundância de *H. edentatus* (espécie que passou a ocupar as partes superiores da bacia do Paraná, após a construção do reservatório de Itaipu, que eliminou a barreira geográfica das Sete Quedas) e *P. squamosissimus* (espécie exótica), respectivamente. Bialetzki et al. (2005) estudaram o ictioplâncton do Rio Baía, um ambiente lêntico da bacia do alto Rio Paraná, e também verificaram elevada abundância destas espécies, que contribuíram com mais de 90% das larvas capturadas. Esta grande abundância pode ser atribuída ao tipo de desenvolvimento inicial (ovos e larvas pelágicos; Nakatani 1994) que favorece a dispersão na superfície (Holland 1986). Além disso, a alta fecundidade, as grandes populações de adultos e a baixa mortalidade larval também podem contribuir para o sucesso reprodutivo destas espécies (Araujo-Lima & Oliveira 1998).

Na região litorânea, a predominância foi de larvas da ordem Characiformes (90%), principalmente *B. stramineus* e *A. affinis*. Orsi et al. (2002) relatam que entre os Characiformes há um grande predomínio de espécies de pequeno porte e/ou capazes de concluir seu ciclo de vida em ambientes lênticos. A predominância de larvas de *B. stramineus* na região litorânea em todas as zonas, e também na região limnética da zona fluvial, mostra que a espécie apresenta várias estratégias, adaptando-se aos mais diversos ambientes. Esta espécie aparentemente não apresenta um padrão claro de distribuição de larvas, sendo capturada durante todo ano (Galuch et al. 2003). Entretanto, nos Rios Baía (Bialetzki et al. 2005) e Ivinheima (Reynalte-Tataje 2007), esta espécie é oportunista e sua desova ocorre na zona pelágica e suas larvas derivam rio abaixo.

As larvas de *A. affinis,* provavelmente estão associadas à disponibilidade de algas nesta região, tendo em vista que Santin et al. (2004) verificaram que este é o principal recurso utilizado em sua dieta. *Bryconamericus stramineus* e *A. affinis* apresentaram distribuição semelhante nas três zonas da região litorânea, evidenciando uma

Tabela 2. Densidade média das larvas de peixes (larvas/10 m^2) coletadas na região litorânea do reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, ao longo de um gradiente longitudinal (fluvial, transição e lacustre), nos meses de março (M), junho (J), setembro (S) e dezembro (D) de 2002. Táxons enquadrados segundo Reis et al. (2003).

Table 2. Mean density of fish larvae (larvae/10 m^2) collected in the littoral region of Rosana reservoir, Paranapanema River, along a longitudinal gradient (fluvial, transition and lacustrine), in March (M), June (J), September (S) and December (D) 2002. Taxa classified according to Reis et al. (2003).

Taxa	Fluvial				Transição				Lacustre			
	M	J	S	D	M	J	S	D	M	J	S	D
Characiformes**	0,11	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-
Anostomidae*		-						0,13				
Parodontidae												
Apareiodon affinis	0,11	-	-	0,13	0,31	-	-	-	-	-	-	0,38
Characidae												
Bryconamericus stramineus	0,31	-	0,75	1,28	-	3,76	-	0,68	-	2,37	-	0,5
Roeboides descalvadensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5
Siluriformes												
Heptapteridae												
Rhamdia quelen	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-
Pimelodidae												
Pimelodus maculatus	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-
Auchenipteridae												
Auchenipterus osteomystax	-	-	-	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-
Gymnotiformes**	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-
Perciformes												
Sciaenidae												
Plagioscion squamosissimus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38
Cichlidae												
Geophagus brasiliensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13
Danificadas	-	-	0,5	-	-	0,24	-	-	-	-	-	-

**Espécimes identificados somente em nível de ordem; *espécimes identificados somente em nível de família.

**Specimens identified only in Order level; *specimens identified only as a Family level.

maior uniformidade longitudinal nesta região, no que diz respeito ao fornecimento de condições abióticas e bióticas favoráveis ao sucesso no desempenho da estratégia reprodutiva destas espécies. A captura de larvas de *P. squamosissmus* e *G. brasiliensis*, na região litorânea, pode ser considerada acidental, já que a primeira espécie desenvolve todo seu ciclo de vida na região limnética (Bialetzki et al. 2004) e a segunda apresenta cuidado parental (Suzuki et al. 2005).

As únicas espécies migradoras de longas distâncias para as quais foram capturadas larvas foram *Salminus brasiliensis* e *Pimelodus maculatus* (Suzuki et al., 2005), na zona fluvial da região limnética. Este resultado mostra que estas espécies devem estar utilizando áreas à montante do reservatório para a reprodução e suas larvas derivam rio abaixo, até encontrarem ambientes adequados ao seu desenvolvimento. Baumgartner et al. (2008) também encontram larvas desta espécie em tributários acima do reservatório de Itaipu. De acordo com Agostinho & Zalewski (1996), a manutenção da ictiofauna na planície de inundação do alto Rio Paraná, especialmente das espécies tipicamente migradoras, só será possível em reservatórios com trechos de relativas distâncias livres ou tributários apropriados para este fim.

Analisando a distribuição longitudinal e transversal do ictioplâncton no reservatório de Rosana, fica evidente que a estrutura das assembleias de larvas de peixes é influenciada por vários fatores intrínsecos e extrínsecos. Assim, há de se considerar a importância dos diferentes ambientes analisados, pois estes podem ser utilizados pelas diferentes espécies para completar seu ciclo de vida, dependendo ou não da fase de desenvolvimento nas quais elas se encontram.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia/UEM) pelo apoio logístico; aos funcionários da UEM: João Dirço Latini, Valmir Alves Teixeira, Valdir Aparecido Capatti, Francisco Alves Teixeira, José Ricardo Gonçalves e Valdecir Rodolfo Casari pela coleta do material em campo; ao desenhista Jaime Luiz Lopes Pereira pela confecção do mapa; aos amigos do Laboratório de Ictioplâncton/Nupélia/UEM, pelo auxílio na análise dos dados. Ao projeto financiado pelo Programa PRONEX/ CNPq (Produtividade em reservatórios: relação com o estado trófico e a predação – UEM/Processo nº 0888/98).

Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A.A. & ZALEWSKI, M.A. 1996. Planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação. EDUEM, Maringá, 100p.

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. & OLIVEIRA, E.C. 1998. Transport of larval fish in the Amazonian. J. Fish Biol. 53:297-306.

BAUMGARTNER, G., NAKATANI, K., GOMES, L.C., BIALETZKI, A., SANCHES, P.V. & MAKRAKIS, M.C. 2008. Fish larvae from the upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density? Neot. Ichthyol. 6:551-558.

BIALETZKI, A., NAKATANI, K., SANCHES, P.V. & BAUMGARTNER, G. 2004. Eggs and larvae of the 'curvina' *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae) in the Baía River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. J. Plankton Res. 26:1327-1336.

BIALETZKI, A., NAKATANI, K., SANCHES, P.V., BAUMGARTNER, G. & GOMES, L.C. 2005. Larval fish assemblage in the Baía River (Mato Grosso do Sul State, Brazil): temporal and spatial patterns. Env. Biol. Fish. 73:37-47.

BRITTO, S.G.C. & CARVALHO, E.D. 2006. Ecological attributes of fish fauna the Taquaruçu reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. Acta Limnol. Bras. 18:377-388.

CARVALHO, E.D. & SILVA, V.F.B. 1999. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais (R. Henry ed.). FUNDIBIO; FAPESP, Botucatu, p.769-800.

ESTEVES, F.A. 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência-FINEP, Rio de Janeiro, 602p.

GALUCH, A.V., SUIBERTO, M.R., NAKATANI, K., BIALETZKI, A. & BAUMGARTNER, G. 2003. Desenvolvimento inicial e distribuição temporal de larvas e juvenis de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Osteichthyes, Characidae) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. Acta Sci. 25:335-343.

HOLLAND, L.E. 1986. Distribution of early life history of fishes in selected pools of the Upper Mississipi River. Hydrobiol. 136:121-130.

JÚLIO JÚNIOR, H.F., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A. & LATINI, J.D. 2005. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais) (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, eds.). RiMa, São Carlos, p.1-16.

LUIZ, E.A., PETRY, A.C., PAVANELLI, C.S., JULIO-Jr, H.F., LATINI, J.D. & DOMINGUES, V.M. 2005. As assembléias de peixes de reservatórios do Estado do Paraná e bacias limítrofes. In Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais) (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, eds.). RiMa, São Carlos, p.169-184.

MILLER, T. 2002. Assemblages, communities, and species interactions. In Fishery Science. The unique contributions of early life stages (L.E. Fuimann & R.G. Werner, eds.). Blackwell Publishing, Oxford, p.183-205.

NAKATANI, K. 1994. Estudo do ictioplâncton no reservatório de Itaipu (rio Paraná-Brasil): levantamento das áreas de desova. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.

NAKATANI, K., AGOSTINHO, A.A., BAUMGARTNER, G., BIALETZKI, A., SANCHES, P.V., MAKRAKIS, M.C. & PAVANELLI, C.S. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM, Maringá, 378p.

NAKATANI, K., BIALETZKI, A., SANTIN, M., BORGES, R.Z., ASSAKAWA, L.F., ZIOBER, S.R., KIPPER, D., GALUCH, A.V. & SUIBERTO, M.R. 2005. Ocorrência e abundância de larvas e juvenis de peixes em reservatórios. In Biocenoses em reservatórios (padrões espaciais e temporais) (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, eds.). RiMa, São Carlos, p.253-268.

OLIVEIRA, E.F. & GOULART, E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. Acta Sci. 22:445-453.

ORSI, M.L., SHIBATTA, O.A. & SILVA-SOUZA, A.T. 2002. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In A Bacia do Rio Tibagi (M.E. Medri, O.A. Shibatta, E. Bianchini & J.A. Pimenta, eds.). Edição dos editores, Londrina, p.425-432.

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S.M. 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. Acta Oecol. 27:9-16.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRAIS-Jr., C.J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, 729p.

REYNALTE-TATAJE, D.A. 2007. Influência inter e intra anual de variáveis ambientais sobre a estrutura da comunidade ictioplanctônica em duas bacias hidrográficas brasileiras. Tese de doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Paraná, Brasil.

SANTIN, M., BIALETZKI, A. & NAKATANI, K. 2004. Mudanças ontogênicas no trato digestório e dieta de *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) (Osteichthyes, Parodontidae). Acta Sci. 26:291-298.

STRAŠKRABA, M., TUNDISI, J.G. & DUNCAN, A. 1993. State of the art of reservoir limnology and water quality management. In Comparative reservoir limnology and water quality management (M. Straškraba, J.G. Tundisi & A. Duncan, eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.213-288.

SUZUKI, H.I., BULLA, C.K. & AGOSTINHO, A.A. 2005. Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. In Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais) (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & L.C. Gomes, eds.). RiMa, São Carlos, p.223-236.

TANAKA, S. 1973. Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. FAO Fish. 122:33-51.

THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L. & PAINE, F.E. 1990. Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley & Sons, New Jersey, 246p.

TUNDISI, J.G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais (R. Henry, ed.). FUNDIBIO, São Paulo; Botucatu, p. 19-38.

Recebido em 05/08/2010
Versão reformulada recebida em 08/12/2010
Publicado em 10/01/2011

Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil

Henrique Augusto Mews[1,2,4], Beatriz Schwantes Marimon[1], Leandro Maracahipes[1],

Daniel David Franczak[3] & Ben Hur Marimon-Junior[1]

[1]Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CP 08, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil
[2]Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília – UnB, CP 4357, CEP 70919-970, Brasília, DF, Brasil
[3]Pós-graduação em Botânica, Universidade de Brasília – UnB, CP 4457, CEP 70919-970, Brasília, DF, Brasil
[4]Autor para correspondência: Henrique Augusto Mews, e-mail: henriquemews@gmail.com

MEWS, H.A., MARIMON, B.S., MARACAHIPES, L., FRANCZAK, D.D. & MARIMON-JUNIOR, B.H. **Dynamics of the woody community of a typical cerrado in Northeastearn Mato Grosso, Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01511012011.

Abstract: The objective of the study was to investigate changes in the woody plant community in a four-year period. It was established 50 permanent plots of 10 × 10 m and all individuals with diameter above ground 30 cm ($DAG_{30\,cm}$) ≥ 5 cm were sampled in 2002 and 2006. In the inventory of January 2002, were found 945 individuals belonging to 77 species, 65 genera and 35 families and in January 2006, were 1,106 individuals, 80 species, 66 genera and 36 families. Community species diversity and diameter structure did not change within the period. Mortality rates (4.01% $year^{-1}$) and basal area losses (0.68% $year^{-1}$) were offset by recruitment (6.67% $year^{-1}$) and gain (2.26% $year^{-1}$), indicating community maintenance as stable apparently. The periodic annual increment (PAI) of the community was 0.31 cm $year^{-1}$, being overcome by the PAI of *Euplassa inaequalis*, *Kielmeyera rubriflora* and *Byrsonima coccolobifolia* (0.72, 0.49 and 0.47 cm $year^{-1}$, respectively), indicating the growth potential of such species as important for recovery strategies on degraded areas. The absence of fire during the study period may have been the main factor behind the dynamics of the vegetation of the studied cerrado, favoring the establishment of some woody species and providing increase in density and biomass.
Keywords: *savanna, structural changes, temporary alterations, mortality, recruitment.*

MEWS, H.A., MARIMON, B.S., MARACAHIPES, L., FRANCZAK, D.D. & MARIMON-JUNIOR, B.H. **Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01511012011.

Resumo: O objetivo do trabalho foi analisar as mudanças na comunidade lenhosa em um período de quatro anos. Foram estabelecidas 50 parcelas permanentes de 10 × 10 m onde foram amostrados todos os indivíduos com diâmetro a 30 cm acima do solo ($DAS_{30\,cm}$) ≥ 5 cm em 2002 e em 2006. No inventário de janeiro de 2002, foram encontrados 945 indivíduos pertencentes a 77 espécies, 65 gêneros e 35 famílias ao passo que em janeiro de 2006 foram 1.106 indivíduos distribuídos em 80 espécies, 66 gêneros e 36 famílias. A diversidade de espécies e a estrutura diamétrica da comunidade não diferiram no período. As taxas de mortalidade (4,01% ano^{-1}) e de perda de área basal (0,68% ano^{-1}) foram compensadas pelas taxas de recrutamento (6,67% ano^{-1}) e de ganho de área basal (2,26% ano^{-1}), indicando a manutenção da comunidade como aparentemente estável. O incremento periódico anual (IPA) da comunidade foi de 0,31 cm ano^{-1}, sendo superado pelo IPA de *Euplassa inaequalis*, *Kielmeyera rubriflora* e *Byrsonima coccolobifolia* (0,72, 0,49 e 0,47 cm ano^{-1}, respectivamente), indicando o potencial de crescimento de tais espécies como importante para estratégias de recuperação de áreas degradadas. A ausência de fogo no período estudado pode ter sido o fator responsável pela dinâmica da vegetação do cerrado estudado, favorecendo o estabelecimento de algumas espécies lenhosas e proporcionando aumento em densidade e biomassa.
Palavras-chave: *savana, mudanças estruturais, alterações temporais, mortalidade, recrutamento.*

Introdução

A grande riqueza de espécies, associada aos elevados níveis de endemismo, concedeu ao bioma Cerrado o título de uma das savanas mais ricas e diversas do mundo (Silva & Bates 2002, Walter et al. 2008). Em contrapartida, as taxas de desmatamento deste bioma têm sido muito elevadas em relação aos esforços para sua conservação, tornando-o altamente ameaçado (Klink & Machado 2005). Estima-se que atualmente existam aproximadamente 51,5% de áreas nativas remanescentes do Cerrado e sua perda, principalmente pelo desmatamento para a agropecuária, continua acelerada (MMA 2009). Além disso, as áreas remanescentes estão sob efeito de fatores de degradação ambiental, como invasão biológica por espécies exóticas, mudanças no regime de fogo e utilização de áreas naturais para pastagem (Klink & Machado 2005, Oliveira 2005, Pivello 2005). Essas alterações, ocorridas principalmente nas últimas quatro décadas, têm levado à degradação dos ecossistemas e à perda de biodiversidade no bioma Cerrado (Ratter et al. 1997, Klink & Machado 2005).

Silva & Bates (2002) estimam que cerca de 24% da área do Cerrado é representada por um mosaico de transição savana-floresta e estas zonas de ecótono podem representar importantes oportunidades para a especiação. A região Nordeste do Estado de Mato Grosso apresenta uma destas zonas de tensão ecológica caracterizada pela transição entre os dois maiores biomas brasileiros, o Cerrado e a Floresta Amazônica (Ratter et al. 2003, Marimon et al. 2006). Ratter et al. (2003) apontaram a ocorrência de elevada diversidade para as fitofisionomias da região e sugerem a formação de um grupo fitogeográfico particular nesta zona de transição.

No bioma Cerrado, a maioria dos estudos que enfocam a vegetação está relacionada aos levantamentos florísticos e fitossociológicos, a padrões de distribuição de espécies e aos aspectos ecológicos do fogo, sendo que pouco ainda se sabe sobre o crescimento e a produção de biomassa da vegetação deste complexo ecossistema (Arce et al. 2000). Assim, ressalta-se a necessidade de pesquisas em dinâmica vegetacional (Arce et al. 2000, Felfili et al. 2000, Aquino et al. 2007a, b), pois tais estudos podem subsidiar iniciativas de conservação (Schiavini et al. 1998, Aquino et al. 2007b), manejo e recuperação de áreas degradadas (Aquino et al. 2007a), além de permitir a avaliação das causas e consequências das mudanças ocorridas em função do tempo na estrutura das populações, permitindo ampliar o conhecimento disponível sobre as espécies e maximizar o sucesso destas quando utilizadas na restauração de áreas degradadas (Schiavini et al. 1998). A partir das informações fornecidas pelos estudos de dinâmica pode-se realizar avaliação detalhada dos padrões espaciais de mortalidade, recrutamento, crescimento e regeneração, que embasarão o entendimento dos processos ecológicos da comunidade (Arce et al. 2000, Corrêa & Van Den Berg 2002, Henriques & Hay 2002, Aquino et al. 2007b).

O objetivo do presente estudo foi analisar as mudanças na composição florística, na diversidade e na estrutura da vegetação lenhosa de uma área de Cerrado Típico (sensu Ribeiro & Walter 2008) localizado na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica em um período de quatro anos (2002 a 2006).

Material e Métodos

O estudo foi realizado em uma área de Cerrado Típico no Parque do Bacaba (14º 42' 28,8" S e 52º 21' 03,9" W), município de Nova Xavantina, região Nordeste de Mato Grosso, situada na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica (Marimon et al. 2006). O Parque é uma unidade de conservação municipal que ocupa uma área de 492 hectares, dos quais 154 ha são de Cerrado Típico (Abad & Marimon 2008). A altitude média no Parque é de 348,5 m e o solo, do tipo Latossolo Amarelo, é predominantemente distrófico, ácido (pH < 5,0), álico, profundo, bem drenado, de textura média a arenosa e com reduzidos níveis de cálcio e magnésio (Marimon-Junior & Haridasan 2005). O Cerrado Típico é um subtipo de Cerrado sentido restrito e apresenta vegetação predominantemente arbóreo-arbustiva, com cobertura arbórea de 20 a 50% e alturas entre 3 e 6 m (Ribeiro & Walter 2008).

O clima da região é do tipo Aw, segundo o sistema de classificação de Köppen (Silva et al. 2008), com um período seco entre maio e setembro e outro chuvoso entre outubro e março. A precipitação média anual, segundo dados coletados na Estação Meteorológica (9º Distrito de Meteorologia, Ministério da Agricultura) localizada no Parque do Bacaba, é de 1.536 mm, calculado para um período de 15 anos (1990 a 2005), com médias de temperaturas anual em torno de 25,5 ºC (Marimon & Felfili 2006).

No primeiro inventário, realizado em janeiro de 2002, foram estabelecidas 50 parcelas permanentes de 10 × 10 m onde todos os indivíduos vivos que apresentaram diâmetro a 30 cm do solo ($DAS_{30\ cm}$) ≥ 5 cm foram registrados e medidos em altura e DAS (Marimon-Junior & Haridasan 2005), recebendo placas de alumínio numeradas. O segundo inventário foi realizado em janeiro de 2006, ocasião na qual todos os indivíduos foram remedidos e os recrutas (indivíduos vivos que atingiram o critério mínimo de inclusão) incluídos. Os resultados do primeiro inventário estão disponíveis em Marimon-Junior & Haridasan (2005). Em agosto de 2001 foi registrada a ocorrência de incêndio florestal na área, atingindo o Cerrado Típico avaliado no presente estudo (Abad & Marimon 2008).

Foram coletadas amostras de material botânico das espécies para identificação e inclusão no Herbário NX, Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina. As espécies foram identificadas por meio de consultas a especialistas ou por comparações em herbários (NX e UB). O sistema de classificação adotado foi o "Angiosperm Phylogeny Group" (APG 2009) e a revisão e atualização dos nomes dos táxons foram realizadas a partir do banco de dados do "Missouri Botanical Garden" (Mobot 2010).

Foram calculados para a comunidade, com base nas coletas de ambos os inventários, os parâmetros fitossociológicos (Müeller-Dombois & Ellenberg 1974), o índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H', na base neperiana), a equabilidade de Pielou (J') (Brower & Zar 1977, Ludwing & Reynolds 1988) e o incremento periódico anual (IPA) (Encinas et al. 2005). Para avaliar as mudanças estruturais da comunidade foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade ($M = \{1-[(N_0-m)/N_0]^{1/t}\}\times 100$) e recrutamento ($R = [1-(1-r/N_t)^{1/t}] \times 100$) em termos de número de indivíduos e área basal, bem como a de perda ($P = \{1-[(AB_0-AB_m+AB_d)/AB_0]^{1/t}\}\times 100$) e ganho ($G = \{1-[1-(AB_r+AB_g)/AB_t]^{1/t}\}\times 100$) em área basal, onde t é o tempo transcorrido entre os dois levantamentos, N_0 e N_t são as contagens inicial e final de indivíduos, m e r são o número de indivíduos mortos e recrutas, AB_0 e AB_t são as áreas basais inicial e final, AB_m e AB_r são as áreas basais dos indivíduos mortos e dos recrutas, AB_d é o decremento (quebra ou perda parcial de tronco) e AB_g é o incremento em área basal dos sobreviventes, conforme sugerido por Sheil et al. (1995, 2000).

Adicionalmente, foi calculada a reposição em número de indivíduos e em área basal ($R = (T_{1/2}+T_2)/2$), as taxas de mudança líquida em número de indivíduos ($Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t}-1]\times 100$) e área basal ($Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t}-1]\times 100$) (Korning & Balslev 1994), o tempo de meia vida, o tempo de duplicação (Swaine & Lieberman, 1987) e a estabilidade (Korning & Balslev 1994). As variações temporais observadas nas classes diamétricas foram determinadas contabilizando-se o número de indivíduos que permaneceu, morreu, recrutou, imigrou (*ingrowth*) e emigrou (*outgrowth*) nas classes (Lieberman et al. 1985).

Para a confecção dos histogramas de diâmetro, os intervalos de classes foram calculados de acordo com Bonini & Bonini (1972) por meio da fórmula A/K, onde *A* representa a amplitude dos valores de diâmetro e *K* representa uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, cuja fórmula é $1+3{,}3\times\log_{10}n$, onde *n* é o número total de indivíduos amostrados. Para todas as classes de diâmetro foram elaboradas distribuições de indivíduos e de área basal e calculados os valores absolutos de mortalidade, recrutamento, ingresso, egresso e mudança temporal. Os valores de H' de ambos os inventários foram comparados por meio do Teste *t* de Hutcheson (Zar 1999). Para avaliar se houve diferença significativa nas classes de diâmetro entre 2002 e 2006 foi empregado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel & Castellan-Júnior 1988). Para verificar a existência de associação entre a mortalidade (densidade de indivíduos e área basal dos indivíduos mortos), o recrutamento (densidade de indivíduos e área basal dos indivíduos recrutados) e o IPA com as classes de diâmetro foram aplicadas correlações de Spearman (Zar 1999).

Resultados

1. Composição florística e diversidade de espécies

A composição florística apresentou algumas mudanças no período de quatro anos. No primeiro inventário (2002), foram registradas 77 espécies, 65 gêneros e 35 famílias (Marimon-Junior & Haridasan 2005), ao passo que em 2006 foram registradas 80 espécies, 66 gêneros e 35 famílias (Tabela 1). Entre os anos inventariados, três espécies desapareceram (*Antonia ovata* Pohl, *Myrcia sellowiana* O. Berg e *Palicourea rigida* Kunth) e seis surgiram (*Cybianthus detergens* Mart., *Cordiera sessilis* (Vell.) Kuntze, *Odontadenia lutea* (Vell.) Markgr., *Byrsonima verbascifolia* (L.) DC., *Erythroxylum engleri* O. E. Schulz. e *E. testaceum* Peyr.), resultando em acréscimo líquido de três espécies e um gênero (Tabela 1). As famílias com os maiores números de espécies não mudaram de posição entre os dois levantamentos, merecendo destaque Fabaceae e Vochysiaceae, com 14 e seis espécies, respectivamente. Apesar das mudanças que ocorreram na riqueza e composição florística, os valores de H' de 2002 (3,78) e de 2006 (3,78) não diferiram pelo Teste *t* de Hutcheson ($t = 0{,}09$, $p > 0{,}05$) e a equabilidade praticamente não mudou entre os inventários (2002 = 0,87 e 2006 = 0,86).

2. Estrutura da comunidade

O número de indivíduos registrados aumentou de 945 em 2002 para 1.106 em 2006, representando um ganho líquido de 161, como resultado da morte de 106 e do recrutamento de 267 indivíduos, o que refletiu em maior área basal total da comunidade em 2006 (14,54 m^2) em relação a 2002 (12,52 m^2). Os indivíduos mortos e o decremento (troncos quebrados ou perda parcial dos sobreviventes) da comunidade representaram perdas líquidas de 0,34 m^2 e 0,05 m^2, respectivamente, refletindo em taxa anual média de perda de área basal de 0,68% ano^{-1} (Tabela 2). O recrutamento e o incremento em área basal dos sobreviventes contribuíram com 0,79 m^2 e 0,84 m^2, respectivamente, para o aumento líquido da área basal da comunidade, resultando em uma taxa anual média de ganho de área basal de 2,27% ano^{-1} (Tabela 2).

Tabela 1. Famílias e espécies (com seus respectivos parâmetros fitossociológicos) registradas em um Cerrado Típico no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, MT no ano de 2006. N - número de indivíduos; DR - densidade relativa; FR - frequência relativa; DoR - dominância relativa; VI - valor de importância. Espécies em ordem decrescente de VI. Valores relativos em %. **Espécies amostradas apenas em 2006.

Table 1. Families and species (with respective phytosociological parameters) sampled in a typical cerrado of the Bacaba Park, Nova Xavantina, Mato Grosso State, in 2006. N - number of individuals; DR - relative density; FR - relative frequency; DoR - relative dominance; VI - importance value. Species in decrescent order of VI. Relative values in %. ** Species sampled only in 2006.

Espécies	Famílias	N	DR	FR	DoR	VI
Qualea parviflora Mart.	Vochysiaceae	116	10,55	5,49	11,5	27,49
Davilla elliptica A. St.-Hil.	Dilleniaceae	76	6,87	5,76	5,46	18,09
Roupala montana Aubl.	Proteaceae	47	4,25	3,27	6,96	14,48
Syagrus flexuosa (Mart.) Becc.	Arecaceae	65	5,88	3,8	3,8	13,47
Aspidosperma tomentosum Mart.	Apocynaceae	43	3,89	4,06	2,96	10,91
Qualea grandiflora Mart.	Vochysiaceae	37	3,35	3,27	3,98	10,59
Byrsonima pachyphylla A. Juss.	Malpighiaceae	41	3,71	3,53	1,77	9,02
Qualea multiflora Mart.	Vochysiaceae	35	3,16	3,27	1,73	8,17
Guapira graciliflora (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	41	3,71	1,31	2,53	7,55
Euplassa inaequalis (Pohl) Engl.	Proteaceae	13	1,18	1,31	4,87	7,35
Vochysia rufa Mart.	Vochysiaceae	24	2,17	2,49	2,38	7,04
Magonia pubescens A. St.-Hil.	Sapindaceae	26	2,35	2,49	2,11	6,94
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	23	2,08	2,49	2,32	6,89
Kielmeyera rubriflora Cambess.	Clusiaceae	20	1,81	2,36	2,61	6,78
Syagrus comosa (Mart.) Mart.	Arecaceae	29	2,62	2,36	1,74	6,71
Myrcia lanuginosa O. Berg.	Myrtaceae	31	2,8	2,62	1,15	6,57
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	23	2,08	1,96	1,81	5,85
Pseudobombax longiflorum (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	18	1,63	2,09	1,46	5,18
Kielmeyera speciosa A. St.-Hil.	Clusiaceae	17	1,54	2,09	1,41	5,04
Lafoensia pacari A. St.-Hil.	Lythraceae	20	1,81	2,09	1,09	4,99
Dalbergia miscolobium Benth.	Fabaceae	18	1,63	1,96	1,38	4,97
Byrsonima coccolobifolia Kunth	Malpighiaceae	18	1,63	1,83	1,44	4,9
Strychnos pseudoquina A. St.-Hil.	Loganiaceae	11	0,99	1,31	2,58	4,88
Dimorphandra mollis Benth.	Fabaceae	14	1,27	1,83	1,45	4,55
Bowdichia virgilioides Kunth	Fabaceae	12	1,08	1,44	2,01	4,54
Terminalia argentea Mart.	Combretaceae	11	0,99	1,31	2,15	4,45

Tabela 1. continuação...

Espécies	Famílias	N	DR	FR	DoR	VI
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	12	1,08	1,44	1,87	4,39
Salvertia convallariodora A. St.-Hil.	Vochysiaceae	13	1,18	1,7	1,07	3,94
Licania humilis Cham. & Schltdl.	Chrysobalanaceae	11	0,99	1,31	1,47	3,77
Eugenia aurata O. Berg.	Myrtaceae	13	1,18	1,7	0,69	3,56
Machaerium acutifolium Vogel	Fabaceae	13	1,18	1,31	0,89	3,38
Caryocar brasiliense Cambess.	Caryocaraceae	9	0,81	1,05	1,48	3,34
Buchenavia tomentosa Eichler	Combretaceae	6	0,54	0,79	1,94	3,27
Mouriri elliptica Mart.	Melastomataceae	13	1,18	1,18	0,82	3,17
Erythroxylum suberosum A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	14	1,27	1,05	0,59	2,9
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	Fabaceae	9	0,81	1,05	0,66	2,52
Connarus suberosus Planch.	Connaraceae	10	0,9	1,05	0,47	2,42
Annona coriacea Mart.	Annonaceae	7	0,63	0,79	0,86	2,28
Emmotum nitens (Benth.) Miers.	Icacinaceae	8	0,72	1,05	0,49	2,26
Curatella americana L.	Dilleniaceae	7	0,63	0,79	0,83	2,25
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	6	0,54	0,79	0,9	2,23
Couepia grandiflora (Mart. & Zucc.) Benth. & Hook. f.	Chrysobalanaceae	8	0,72	0,92	0,52	2,16
Ouratea spectabilis (Mart. ex Engl.) Engl.	Ochnaceae	7	0,63	0,79	0,74	2,16
Anacardium occidentale L.	Anacardiaceae	6	0,54	0,79	0,69	2,02
Salacia crassifolia (Mart. ex Schult.) G. Don.	Celastraceae	6	0,54	0,79	0,62	1,95
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	4	0,36	0,52	1,03	1,91
Mezilaurus crassiramea (Meissn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	6	0,54	0,79	0,56	1,89
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke	Fabaceae	7	0,63	0,79	0,44	1,86
Peltogyne confertiflora (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	5	0,45	0,65	0,58	1,69
Erythroxylum tortuosum Mart.	Erythroxylaceae	6	0,54	0,79	0,3	1,62
Mimosa laticifera Rizzini & A. Mattos	Fabaceae	6	0,54	0,79	0,25	1,58
Callisthene fasciculata Mart.	Vochysiaceae	5	0,45	0,52	0,25	1,23
Aspidosperma multiflorum A. DC.	Apocynaceae	5	0,45	0,39	0,28	1,12
Guapira noxia (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	4	0,36	0,52	0,18	1,07
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	Annonaceae	3	0,27	0,39	0,4	1,06
Tabebuia aurea (Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Bignoniaceae	3	0,27	0,39	0,36	1,02
Luetzelburgia praecox (Harms ex Kuntze) Harms	Fabaceae	3	0,27	0,39	0,33	0,99
Leptolobium dasycarpum Vogel	Fabaceae	3	0,27	0,39	0,24	0,91
Myrcia camapuanensis N. Silveira	Myrtaceae	4	0,36	0,39	0,15	0,91
Tachigali aurea Tul.	Fabaceae	3	0,27	0,39	0,23	0,89
Heisteria ovata Benth.	Olacaceae	2	0,18	0,26	0,29	0,74
Simarouba versicolor A. St.-Hil.	Simaroubaceae	2	0,18	0,26	0,21	0,65
Dypterix alata Vogel	Fabaceae	2	0,18	0,26	0,18	0,62
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.	Fabaceae	1	0,09	0,13	0,4	0,62
Rourea induta Planch.	Connaraceae	3	0,27	0,26	0,09	0,62
Vernonia ferruginea Less.	Asteraceae	2	0,18	0,26	0,18	0,62
Casearia sylvestris Sw.	Salicaceae	2	0,18	0,26	0,11	0,55
Styrax camporum Pohl	Styracaceae	2	0,18	0,26	0,09	0,53
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Rubiaceae	2	0,18	0,26	0,09	0,53
Cybianthus detergens Mart. **	Myrsinaceae	2	0,18	0,26	0,05	0,49
Cordiera sessilis (Vell.) Kuntze **	Rubiaceae	2	0,18	0,13	0,05	0,36
Matayba guianensis Aubl.	Sapindaceae	2	0,18	0,13	0,04	0,36
Plenckia populnea Reissek	Celastraceae	1	0,09	0,13	0,11	0,34
Andira cujabensis Benth.	Fabaceae	1	0,09	0,13	0,09	0,32
Brosimum gaudichaudii Trécul	Moraceae	1	0,09	0,13	0,06	0,28
Himatanthus obovatus (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	1	0,09	0,13	0,03	0,26
Odontadenia lutea (Vell.) Markgr. **	Apocynaceae	1	0,09	0,13	0,04	0,26
Byrsonima verbascifolia (L.) DC. **	Malpighiaceae	1	0,09	0,13	0,02	0,25
Erythroxylum engleri O. E. Schulz. **	Erythroxylaceae	1	0,09	0,13	0,02	0,24
Erythroxylum testaceum Peyr. **	Erythroxylaceae	1	0,09	0,13	0,02	0,24
		1.106	100	100	100	300

A distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas não diferiu entre os inventários (KS, $\chi^2 = 2,23$; $p > 0,05$) e seguiu o modelo de distribuição de J-reverso, apresentando a maioria dos indivíduos na primeira classe (70,5% em 2002 e 67,2% em 2006) (Figura 1a). A distribuição da área basal também não foi alterada no período avaliado (KS, $\chi^2 = 0,04$; $p > 0,05$) e foi maior na primeira classe, com queda gradual nas classes seguintes (Figura 1b). Apesar disso, ocorreram mudanças dentro e entre as classes de diâmetro, caracterizando o egresso e o ingresso de indivíduos (Figuras 1c, d).

3. Parâmetros de dinâmica

Entre 2002 e 2006 morreram 106 indivíduos, resultando em taxa de mortalidade média anual de 4,01% ano^{-1} (Tabela 2). O número de indivíduos mortos ($r^2 = –0,9132$; $p = 0,0015$) e a área basal morta ($r^2 = –0,8625$; $p = 0,0058$) apresentaram correlação negativa e significativa com as classes de diâmetro, de modo que a primeira classe diamétrica compreendeu cerca de 80% dos indivíduos mortos e aproximadamente 40% da área basal morta no período (Figura 1c, d). No cerrado estudado, as espécies que mais contribuíram para a mortalidade nas primeiras classes de diâmetro foram as palmeiras *Syagrus comosa* (34% ano^{-1}) e *S. flexuosa* (10,2% ano^{-1}) e as árvores *Lafoensia pacari* (13,6% ano^{-1}) e *Aspidosperma tomentosum* (11,3% ano^{-1}) (Tabela 3).

A taxa de recrutamento da comunidade (6,67% ano^{-1}) excedeu à de mortalidade. O número de indivíduos recrutados ($r^2 = –0,7910$; $p = 0,0193$) e a área basal dos recrutas ($r^2 = –0,7910$; $p = 0,0193$) apresentaram correlação negativa e significativa com as classes de diâmetro, de modo que a primeira classe diamétrica contemplou a grande maioria dos indivíduos (95,2%) e da área basal (93,2%) recrutada no período (Figuras 1c, d). As espécies que mais contribuíram para a elevada taxa de recrutamento foram *Syagrus comosa* (25,3% ano^{-1}), *S. flexuosa* (12,5% ano^{-1}), *Aspidosperma tomentosum* (10,9% ano^{-1}) e *Qualea multiflora* (10,9% ano^{-1}).

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica expressos em número de indivíduos e em área basal da comunidade lenhosa em uma área de Cerrado Típico amostrada no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, MT, entre 2002 (Marimon-Junior & Haridasan 2005) e 2006.

Table 2. Dynamics parameters expressed in number of individuals and basal area of the woody community of an area of typical cerrado sampled in the Bacaba Park, Nova Xavantina, Mato Grosso State, between 2002 (Marimon-Junior & Haridasan 2005) and 2006.

Parâmetros	Número de indivíduos	Área basal
Taxas anuais médias de mortalidade (nº de ind.) e perda (área basal) (% ano^{-1})	4,01	0,68
Taxas anuais médias de recrutamento (nº de ind.) e ganho (área basal) (% ano^{-1})	6,67	2,27
Tempo de meia vida (anos)	58,15	118,32
Tempo de duplicação (anos)	11,14	53,80
Reposição (anos)	34,65	86,06
Estabilidade (anos)	47,01	64,52
Taxa de mudança	4,00	5,51

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica (em número de indivíduos) das populações das principais espécies lenhosas (n ≥ 13), incremento periódico anual em diâmetro (IPA, cm ano^{-1}) e coeficiente de variação (CV, %) em uma área de Cerrado Típico amostrada no Parque do Bacaba, Nova Xavantina-MT no período de quatro anos (2002 a 2006), sendo: *m* = taxa anual média de mortalidade (% ano^{-1}); *r* = taxa anual média de recrutamento (% ano^{-1}); $t_{1/2}$ = tempo de meia vida (anos); t_2 = tempo de duplicação (anos); e mu = taxa de mudança das espécies (anos).

Table 3. Dynamics parameters (in number of individuals) of the populations of principal woody species (n ≥ 13), periodic annual increment in diameter (IPA, cm year^{-1}) and coefficient of variation (CV, %) in an area of typical cerrado sampled in the Bacaba Park, Nova Xavantina-MT over four-year period (2002 to 2006), where: *m* = mortality rate (% year^{-1}), *r* = recruitment rate (% year^{-1}), $t_{1/2}$ = half life time (years), t_2 = doubling time (years); and mu = species change rate.

Espécies	Famílias	m	r	$t_{1/2}$	t_2	mu	IPA	CV
Qualea parviflora	Vochysiaceae	3,01	4,12	55,71	17,21	3,01	0,32	62,15
Davilla elliptica	Dilleniaceae	1,01	3,83	23,88	19,75	1,01	0,18	113,17
Roupala montana	Proteaceae	6,16	7,77	32,78	9,20	6,16	0,42	65,68
Syagrus flexuosa	Arecaceae	10,24	12,55	18,91	5,79	10,24	0,35	207,24
Aspidosperma tomentosum	Apocynaceae	11,32	10,98	76,23	6,13	11,32	0,22	77,26
Qualea grandiflora	Vochysiaceae	2,13	2,81	92,87	24,92	2,13	0,26	72,38
Byrsonima pachyphylla	Malpighiaceae	8,12	9,09	40,18	7,70	8,12	0,20	87,86
Qualea multiflora	Vochysiaceae	9,89	10,95	31,86	6,40	9,89	0,32	68,87
Guapira graciliflora	Nyctaginaceae	9,04	9,91	38,79	7,03	9,04	0,40	75,77
Euplassa inaequalis	Proteaceae	3,51	1,98	12,42	42,96	–3,51	0,72	76,41
Vochysia rufa	Vochysiaceae	1,98	0,00	34,63	0,00	–1,98	0,23	74,96
Magonia pubescens	Sapindaceae	2,02	3,01	65,14	23,53	2,02	0,34	115,93
Astronium fraxinifolium	Anacardiaceae	3,55	3,43	0,00	19,83	3,55	0,33	52,30
Kielmeyera rubriflora	Clusiaceae	4,45	1,27	15,20	67,91	–4,45	0,49	94,31
Syagrus comosa	Arecaceae	33,97	25,36	0,00	2,36	33,97	0,73	70,10
Myrcia lanuginosa	Myrtaceae	0,00	10,37	6,32	9,12	0,00	0,14	105,93
Ouratea hexasperma	Ochnaceae	3,01	0,00	22,61	0,00	–3,01	0,23	95,35
Pseudobombax longiflorum	Malvaceae	0,00	2,90	23,53	26,31	0,00	0,26	120,96
Kielmeyera speciosa	Clusiaceae	1,52	1,50	42,96	45,73	1,52	0,33	56,11
Lafoensia pacari	Lythraceae	13,62	10,20	0,00	6,03	13,62	0,21	71,40

O tempo de meia vida da comunidade estudada foi maior que o tempo de duplicação, considerando tanto os indivíduos como a área basal (Tabela 2). Este resultado também foi observado para a maioria das espécies avaliadas, o que resultou em mudanças predominantemente positivas para as mesmas (Tabela 3). A reposição (*turnover*) indicou que a comunidade é mais dinâmica em relação ao número de indivíduos (34,6 anos) do que em relação à área basal (86 anos) (Tabela 2). Quanto à estabilidade, a comunidade estudada é mais estável em termos de número de indivíduos (47 anos) do que em relação à área basal (64,5 anos) (Tabela 2). Por outro lado, a mudança foi mais elevada para área basal (5,5 anos) do que para o número de indivíduos (4 anos) (Tabela 2).

O IPA da comunidade, considerando todos os indivíduos de todas as espécies em um período de quatro anos (2002 a 2006), foi de 0,31 cm ano^{-1} (desvio padrão = 0,32, mediana = 0,25 e coeficiente de variação = 103,17%). O IPA da comunidade apresentou correlação positiva e significativa com as classes de diâmetro (r^2 = 0,8929; p = 0,0068), sendo mais elevado em indivíduos de maior porte. Entre as espécies que apresentaram os maiores IPAs estão *Euplassa inaequalis* (0,72 cm ano^{-1}), *Kielmeyera rubriflora* (0,49 cm ano^{-1}) e *Roupala montana* (0,42 cm ano^{-1}). O coeficiente de variação do IPA das espécies avaliadas apresentou elevada variação (Tabela 3).

Discussão

1. Composição florística e diversidade de espécies

As alterações temporais observadas na composição florística da comunidade estudada estão relacionadas ao aparecimento e ao desaparecimento de alguns *taxa*. No período (2002 a 2006), o número de espécies novas foi superior ao de espécies desaparecidas, o que resultou em balanço positivo para a comunidade, como também verificado por Henriques & Hay (2002) em área de Cerrado sentido restrito protegida do fogo há 37 anos no Distrito Federal. Ao contrário, Felfili et al. (2000) constataram um balanço negativo em um cerrado submetido ao fogo no Distrito Federal, onde o desaparecimento de espécies foi superior ao surgimento. Hoffmann & Moreira (2002) e Aquino et al. (2007b) observaram que em Cerrado sentido restrito muitas espécies podem desaparecer após um ou mais eventos de queimada. No caso do cerrado estudado, o balanceamento positivo pode ter sido reflexo da recomposição das espécies na área após o evento de queimada ocorrido no ano de 2001.

Convém salientar que no presente estudo o aparecimento e o desaparecimento de espécies se limitaram às de baixa abundância (N ≤ 2 indivíduos), fato também constatado por Felfili et al. (2000), Hoffmann & Moreira (2002), Libano & Felfili (2006) e por Aquino et al. (2007b) em áreas de Cerrado sentido restrito. A vegetação de cerrado frequentemente apresenta um grupo de espécies que prevalece em termos de densidade e área basal sobre as demais (Felfili & Felfili 2001, Assunção & Felfili 2004). No entanto, geralmente são registradas muitas espécies com baixa abundância, caracterizadas como raras (Assunção & Felfili 2004). As espécies raras são muito suscetíveis ao surgimento e desaparecimento em uma mesma área, pois qualquer flutuação nas taxas de mortalidade ou recrutamento pode ser determinante para a definição de presença ou ausência de tais espécies na comunidade (Felfili et al. 2000, Aquino et al. 2007b). Nesse sentido, o aumento temporal da riqueza no presente estudo pode ser considerado transitório, como também sugerido por Aquino et al. (2007b) para um cerrado no Nordeste do Brasil.

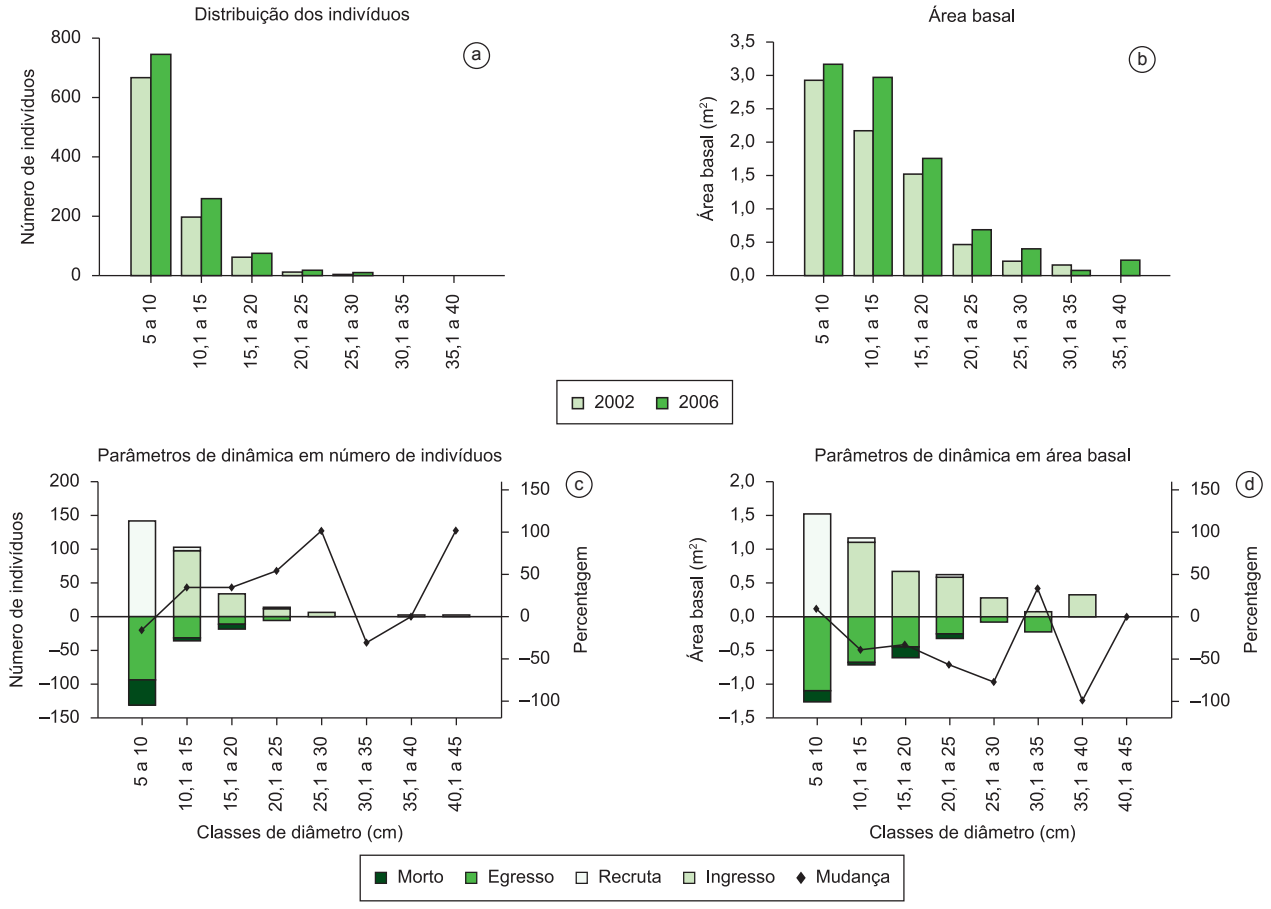

Figura 1. Mudanças estruturais e dinâmica da comunidade lenhosa por classe de diâmetro do Cerrado Típico de Nova Xavantina, MT.
Figure 1. Structural changes and dynamics of the woody community per diameter classes in a typical cerrado in Nova Xavantina, MT.

A posição de destaque de Fabaceae entre as famílias com maior riqueza de espécies e a manutenção deste padrão ao longo do período de estudo podem estar relacionados com a capacidade de fixação de nitrogênio de algumas de suas espécies, o que pode conferir à referida família vantagem competitiva nos solos predominantemente distróficos do Cerrado (Goodland 1979). Além disso, a grande representatividade de Fabaceae pode ser atribuída ao fato da região central do Brasil ser considerada o principal centro de diversificação desta família (Polhill et al. 1981). Por outro lado, o sucesso de Vochysiaceae pode estar fortemente associado à capacidade de acumulação de alumínio por parte de algumas das suas espécies (Haridasan & Araújo 1987, Haridasan 2000), o que também configura uma vantagem competitiva em solos distróficos com baixa saturação de bases trocáveis, baixa capacidade de troca catiônica, alta acidez e altas concentrações de Al no perfil, como é o caso da maioria dos solos no bioma Cerrado. Além disso, muitas espécies das referidas famílias têm estratégias reprodutivas bem adaptadas às condições climatológicas do Cerrado, apresentando dispersão das sementes no início da estação chuvosa, boa germinação e ausência de dormência nas sementes (Oliveira 2008).

A diversidade de espécies registrada neste estudo foi elevada e semelhante à encontrada por outros autores em áreas de Cerrado sentido restrito (Marimon et al. 1998, Felfili et al. 2000, Nogueira et al. 2001, Fidelis & Godoy 2003, Assunção & Felfili 2004). A manutenção temporal da riqueza e diversidade de espécies, observadas no presente estudo, parece ser um padrão esperado nas formações savânicas do Cerrado, visto que também foi registrada em outros estudos em Cerrado sentido restrito, tal como o de Aquino et al. (2007b). Os valores da equabilidade sugerem que os indivíduos estiveram distribuídos de forma razoavelmente equânime entre as espécies no período avaliado, caracterizando baixa dominância ecológica. No entanto, a elevada densidade de algumas espécies, como *Qualea parviflora* e *Davilla elliptica* (Tabela 1), contribuiu para uma limitação do valor deste parâmetro em todo período estudado.

2. Estrutura da comunidade

O desbalanceamento positivo no número de indivíduos registrados em 2002 e 2006 pode ser atribuído, principalmente, ao aumento da densidade de *Aspidosperma tomentosum* (35%), *Syagrus flexuosa* (32%) e *Byrsonima pachyphylla* (27%), que parecem ser espécies boas competidoras no cerrado estudado. Por outro lado, a elevada taxa de mortalidade de algumas espécies, como *Lafoensia pacari* (Tabela 3), contribuiu para a perda de biomassa da comunidade lenhosa (Tabela 2). Contudo, o aumento na densidade e a reduzida taxa de mortalidade em relação à de recrutamento em algumas das espécies de maior densidade (Tabela 3) elevaram a taxa anual média de ganho de área basal da comunidade, superando a taxa de perda e resultando em balanço positivo no período, caracterizado pela maior biomassa no segundo inventário. Provavelmente esta situação foi ocasionada pela ausência de fogo no período avaliado, o que deve ter proporcionado maior estabelecimento de indivíduos lenhosos e redução da mortalidade de indivíduos de menor porte, resultando em aumento da densidade e biomassa total da comunidade, processo também observado por Moreira (2000), Henriques & Hay (2002) e Hoffmann & Moreira (2002) em cerrados do Distrito Federal.

Moreira (2000), comparando duas áreas, uma sujeita a queimadas bianuais e outra protegida do fogo há quase 30 anos, observou que *Roupala montana* e *Aspidosperma tomentosum* (3ª e 5ª de maior VI no presente estudo, respectivamente), estiveram entre as espécies que apresentaram maior densidade na área protegida, podendo ser consideradas sensíveis ao fogo. *Emmotum nitens*, uma espécie considerada como típica de cerradão (Furley & Ratter 1988), cuja estrutura radicular impossibilita a rebrota após o fogo (Moreira 2000), também foi registrada na área do presente estudo, o que reforça o padrão esperado em uma área protegida do fogo por um período de quatro anos.

O padrão de distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro observado no presente estudo também foi constatado por Felfili et al. (2000), Henriques & Hay (2002), Fidelis & Godoy (2003) e Assunção & Felfili (2004) em outras áreas de Cerrado sentido restrito, indicando comunidade autorregenerativa (Assunção & Felfili 2004) e com recrutamento contínuo (Felfili et al. 2000). No entanto, o modelo de J-reverso pode apresentar limitação em função da elevada proporção de espécies no Cerrado Típico com potencialidade genética para apresentar porte pequeno, resultando em "estado absorvente" nas menores classes de diâmetro (Scolforo et al. 1998). No caso do cerrado estudado, além da grande concentração de indivíduos nas menores classes, a ausência de classes vazias e a manutenção temporal do padrão de distribuição reforçam a sugestão de que a comunidade está em bom estado de conservação e apresentando reposição contínua de indivíduos em função de uma reprodução satisfatória (Silva-Júnior & Silva 1988, Felfili et al. 2000).

As espécies referidas como principais em Valor de Importância no presente estudo também foram apontadas por Felfili & Silva-Júnior (1988), Marimon et al. (1998), Nogueira et al. (2001), Ratter et al. (2003) e Balduino et al. (2005) como de grande representatividade e ampla distribuição no bioma. Além disso, o elevado VI e a manutenção temporal deste parâmetro podem estar relacionados à elevada plasticidade apresentada por muitas espécies de cerrado (Hoffmann & Franco 2003), indicando que suas posições de destaque na estrutura da comunidade poderão ser mantidas ao longo do tempo, caso não ocorram interferências severas, tais como a entrada frequente de fogo.

3. Parâmetros de dinâmica

Entre 2002 e 2006, a taxa de mortalidade foi superada pela de recrutamento, resultando em balanço positivo para a comunidade. De acordo com Corrêa & Van Den Berg (2002), quando a taxa de recrutamento excede à de mortalidade, a taxa de mudança é positiva para as populações, indicando equilíbrio dinâmico em relação à recomposição da comunidade. No caso da comunidade estudada, a ausência de incêndios no período avaliado pode ter sido fator determinante para o expressivo estabelecimento de novos indivíduos, resultando em taxa elevada de recrutamento (6,67% ano^{-1}). A grande capacidade de rebrota a partir de caules e raízes e os outros tipos de reprodução vegetativa inerentes a muitas espécies do Cerrado sentido restrito certamente contribuíram para garantir a elevada taxa de recrutamento do cerrado avaliado, como também observado por Hoffmann & Moreira (2002), Henriques & Hay (2002) e Aquino et al. (2007b).

De acordo com Hoffmann & Moreira (2002), quando uma população não é exposta a queimadas por períodos superiores a três anos, grandes indivíduos adultos podem ser comuns e a população tende a recrutar a taxas superiores a 5% ano^{-1}, tal como verificado para a comunidade e muitas populações avaliadas no presente estudo. Neste caso, os referidos autores observaram ainda que, se a população fica exposta a queimadas trienais, os indivíduos adultos podem produzir numerosos brotos que representam aumento significativo na densidade dos indivíduos. Contudo, depois de repetidas queimadas, a população passa a ser dominada por indivíduos de pequeno porte e pode entrar em declínio (Felfili et al. 2000, Libano e Felfili 2006).

Tal como verificado no presente estudo, Henriques & Hay (2002) e Aquino et al. (2007b) também registraram maior mortalidade em indivíduos de pequeno porte. Segundo Henriques & Hay (2002), Miranda et al. (2002) e Miranda & Sato (2005) este padrão está relacionado à maior suscetibilidade dos indivíduos menores aos efeitos do fogo. Para os referidos autores, algumas adaptações como a espessura da casca, presença de órgãos subterrâneos de reserva e tamanho crítico de escape ao fogo podem não estar bem desenvolvidos em indivíduos jovens, favorecendo a mortalidade.

Por outro lado, o recrutamento de indivíduos também ocorreu preferencialmente nas menores classes de diâmetro, resultando em reposição dos indivíduos de pequeno porte na comunidade. As espécies que mais contribuíram para o expressivo número de indivíduos mortos nas classes iniciais de diâmetro também apresentaram elevadas taxas de recrutamento no período, corroborando o padrão observado por Felfili (1995) para as espécies arbóreas de uma mata de galeria. A referida autora destacou que as espécies mais abundantes estão sujeitas às maiores taxas de mortalidade e recrutamento, justamente por apresentarem elevada densidade de indivíduos. No caso da comunidade estudada, este padrão indica que as posições de destaque de tais espécies na estrutura da comunidade serão mantidas ao longo do tempo, caso as mesmas continuem apresentando reprodução satisfatória, como também observado por Felfili (1995) e Aquino et al. (2007a) em mata de galeria e Cerrado sentido restrito, respectivamente.

Algumas espécies consideradas comuns na área, como *Vochysia rufa* e *Ouratea hexasperma*, não apresentaram taxas de recrutamento suficientemente altas para compensar às de mortalidade, o que pode ser indicativo de que a estrutura de tais populações poderá sofrer mudanças negativas, caso o atual padrão seja mantido. Apesar disso, Aquino et al. (2007b) observaram que a manutenção das características estruturais pode ocorrer em espécies de reduzido recrutamento quando tais espécies apresentam elevada sobrevivência. No caso da comunidade estudada, de forma geral, as populações mais importantes mantiveram sua estrutura, proporcionando acúmulo de indivíduos e de biomassa para a comunidade como um todo. Além disso, não se pode descartar a possibilidade das referidas espécies apresentarem recrutamento episódico, com períodos de elevado recrutamento, devido ao surgimento de condições ótimas temporárias, intercalados por períodos de reduzido recrutamento (Fordyce et al. 2000, Marimon & Felfili 2006).

O valor do IPA registrado para a comunidade do presente estudo foi superior ao encontrado por Aquino et al. (2007b) em dois fragmentos de cerrado no Maranhão (0,13 e 0,17 cm ano^{-1}) e por Henriques & Hay (2002) em um cerrado no Distrito Federal (0,16 cm ano^{-1}). Henriques & Hay (2002) sugeriram que a baixa taxa de incremento da parte aérea das plantas do Cerrado sentido restrito pode estar associada com solos pobres em nutrientes e com os períodos prolongados de seca. Nesse sentido, a diferença entre o IPA da comunidade estudada e o incremento registrado nas áreas comparadas pode ter ocorrido em resposta às possíveis diferenças na fertilidade ou textura do solo e/ou às peculiares condições de preservação de cada área. O elevado valor do coeficiente de variação do IPA apresentado pela comunidade aqui estudada sugere a presença de espécies com grande plasticidade em responder às variações ambientais, o que, neste caso, reforça a opinião de que o cerrado apresenta maior resiliência do que outras formações vegetais (Hoffmann & Franco 2003).

O aumento gradual do IPA ao longo das classes de diâmetro corroborou com o padrão de incremento descrito por Arce et al. (2000) para Cerrado sentido restrito. Os referidos autores observaram que indivíduos lenhosos de maior porte apresentaram crescimento relativo mais elevado que os de menor porte. Neste caso, indivíduos de maior porte geralmente apresentam raízes e outros órgãos de reserva mais desenvolvidos do que indivíduos menores (Sperry et al. 1998), o que pode lhes conferir maior vantagem em produção relativa de biomassa e, em consequência, maior incremento em diâmetro.

A análise da dinâmica das principais espécies apontou *Qualea parviflora*, *Roupala montana*, *Syagrus flexuosa*, *Magonia pubescens* e *Qualea multiflora* como espécies de reduzida mortalidade e de recrutamento e crescimento relativamente elevados no período. Estes resultados indicam que estas espécies podem apresentar potencial para restauração e manejo de áreas de cerrado na região Nordeste de Mato Grosso, destacando a necessidade da realização de estudos mais detalhados (testes de germinação e crescimento em viveiro e em campo) para confirmar esta recomendação. Outras espécies, como *Kielmeyera rubriflora* e *Euplassa inaequalis*, também apresentaram crescimento relativamente elevado no período. No entanto, a relação mortalidade/recrutamento favoreceu a mortalidade, sugerindo que estudos populacionais mais específicos são necessários para avaliar as possíveis causas desta mortalidade antes de recomendações de uso destas espécies em estratégias de recuperação.

Em resposta ao desbalanceamento positivo entre as taxas anuais médias de mortalidade e recrutamento, o tempo de meia vida superou o tempo de duplicação, tanto para a comunidade quanto para a maioria das espécies avaliadas, constituindo um padrão de mudanças positivas no período. A comunidade estudada apresentou elevada reposição e estabilidade, mantendo a riqueza e a estrutura da comunidade no período de estudo e indicando equilíbrio dinâmico em relação à recomposição, como também sugerido por Aquino et al. (2007b) para um Cerrado sentido restrito. Neste caso, tais padrões podem estar relacionados à ausência de fogo no período estudado, o que estaria ocasionando reduzida mortalidade e elevado estabelecimento de novos indivíduos. Estes resultados sugerem que a comunidade estudada está apresentando boa resiliência aos distúrbios causados pela entrada de fogo em períodos anteriores (2001), pois as mudanças foram positivas no período subsequente (2002 a 2006).

Os padrões de dinâmica da comunidade e das espécies avaliadas também sugerem que mudanças ocorreram na composição florística e na estrutura da comunidade, caracterizadas pelo balanço positivo entre a entrada e saída de algumas espécies e pelo aumento da densidade de indivíduos e biomassa. As mudanças positivas aqui registradas podem estar relacionadas à ausência de fogo durante o período estudado, condição que favoreceu o estabelecimento de muitos indivíduos, compensando a taxa anual média de mortalidade entre 2002 e 2006.

Agradecimentos

Ao Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, *Campus* de Nova Xavantina, pelo material cedido e pelo apoio logístico durante a etapa de campo.

Referências Bibliográficas

ABAD, J.C.S. & MARIMON, B.S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura (J.E. Santos & C. Galbiati, orgs.). Rima, São Carlos, p.23-56.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Bot. J. Linn. Soc. 161:105-121.

AQUINO, F.G., WALTER, B.M.T. & RIBEIRO, J.F. 2007a. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. Rev. Árvore 31(5):793-803.

AQUINO, F.G., WALTER, B.M.T. & RIBEIRO, J.F. 2007b. Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. Revista Brasil. Bot. 30(1):113-121.

ARCE, J.E., FELFILI, J.A., GAIAD, D., REZENDE, A.V. & SANQUETTA, C.R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado *sensu stricto*, em Brasília, DF. In Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingenieria florestal (I. Lombardi, org.). Congresso Florestal Latinoamericano. Tomo III.

ASSUNÇÃO, S.L. & FELFILI, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. Acta Bot. Bras. 18(4):903-909.

BALDUINO, A.P.C., SOUZA, A.L., MEIRA NETO, J.A.A., SILVA, A.F. & SILVA-JÚNIOR, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado de Paraopeba-MG. Rev. Árvore 29(1):25-34.

BONINI, E.E. & BONINI, S.E. 1972. Estatística teórica e exercícios. Editora Loyola, São Paulo.

BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1977. Field and laboratory methods for general ecology. W.C. Brown Co. Pub., Iowa.

CORRÊA, B.S. & VAN DEN BERG, E. 2002. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. Cerne 8(1):01-12.

ENCINAS, J.M.I., SILVA, G.F. & PINTO, J.R.R. 2005. Idade e crescimento das árvores. Comun. Técn. Fl. da UnB 7(1):1-40.

FELFILI, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). J. Trop. Ecol. 11:67-83.

FELFILI, J.M. & SILVA Jr., M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. Acta Bot. Bras. 2(1-2):85-104.

FELFILI, J.M., REZENDE, A.V., SILVA Jr., M.C. & SILVA, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. J. Trop. Ecol. 16:579-590.

FELFILI, M.C. & FELFILI, J.M. 2001. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. Acta Bot. Bras. 15(2):243-254.

FIDELIS, A.T. & GODOY, S.A.P. 2003. Estrutura de um cerrado *stricto sensu* na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. Acta Bot. Bras. 17(4):531-539.

FORDYCE, I.R., EAMUS, D. & DUFF, G.A. 2000. Episodic seedling growth in *Allosyncarpia ternate*, a lignotuberous, monsoon rainforest tree in northern Australia. Austral Ecol. 25:25-35.

FURLEY, P.A. & RATTER, J.A. 1988. Soil resources and plant communities of Central Brazilian cerrado and their development. J. Biogeogr. 15:97-108.

GOODLAND, R.J. 1979. Análise ecológica da vegetação do cerrado. In Ecologia do Cerrado (R.J. Goodland, ed.). USP, São Paulo, p.61-171.

HARIDASAN, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. Rev. Bras. Fisiol. Veg. 12(1):54-64.

HARIDASAN, M. & ARAÚJO, G.M. 1987. Aluminium accumulating species in two forest communities in the cerrado region of the central Brazil. Forest Ecol. Manag. 24:15-26.

HENRIQUES, R.P.B. & HAY, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. In Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.140-158.

HOFFMANN, W.A. & MOREIRA, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. In Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.159-177.

HOFFMANN, W.A. & FRANCO, A.C. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. J. Ecol. 91:475-484.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv. Biol. 19(3):707-713.

KORNING, J. & BALSLEV, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. J. Trop. Ecol. 10:151-166.

LIBANO, A.M. & FELFILI, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985 - 2003). Acta Bot. Bras. 20(4):927-936.

LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R. & HARTSHORN, S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. J. Ecol. 73:915-924.

LUDWING, J.A. & REYNOLDS, J.E. 1988. Statistical ecology - a primer on methods and computing. J. Wiley & Sons, New York.

MARIMON, B.S., VARELLA, R.F. & MARIMON-JUNIOR, B.H. 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer 3(1):82-101.

MARIMON, B.S. & FELFILI, J.M. 2006. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. Acta Bot. Bras. 20(2):423-432.

MARIMON, B.S., LIMA, E.S., DUARTE, T.G., CHIEREGATTO, L.C. & RATTER, J.A. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. Edinb. J. Bot. 63(2-3):323-341.

MARIMON-JUNIOR, B.H. & HARIDASAN, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *stricto sensu* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(4):913-926.

MIRANDA, H.S., BUSTAMANTE, M.M.C. & MIRANDA, A.C. 2002. The fire factor. In Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.51-68.

MIRANDA, H.S. & SATO, M.N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.C. Sousa-Silva & J.M. Felfili, orgs.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.93-105.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA AMAZÔNIA LEGAL – MMA. 2009. Monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados. Brasília. Relatório técnico.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN – MOBOT. http://www.tropicos.org/ (último acesso em 15/01/2010).

MOREIRA, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. J. Biogeogr. 27:1021-1029.

MÜLLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons, New York.

NOGUEIRA, P.E., FELFILI, J.M. & SILVA Jr., M.C. 2001. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Canarana-MT. Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer 8:28-43.

OLIVEIRA, P.E.A.M. 2008. Fenologia e Biologia Reprodutiva das Espécies de Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.273-290.

OLIVEIRA, R. 2005. The forgotten ecosystem. Nature 437:944-945.

PIVELLO, V.R. 2005. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.C. Sousa-Silva & J.M. Felfili, orgs.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.401-414.

POLHILL, R.M., RAVEN, P.H. & STIRTON, C.H. 1981. Evolution and systematics of the Leguminosae. In Advances in legume systematics (R.M. Polhill & P.H. Raven, eds.). Kew Garden.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F., BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80:223-230.

RATTER, J.A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. Edinb. J. Bot. 60(1):57-109.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.151-212.

SCHIAVINI, I., RESENDE, J.C.F. & AQUINO, F.G. 1998. Dinâmica de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.267-299.

SCOLFORO, J.R.S., PULZ, F.A. & MELO, J.M. 1998. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In Manejo Florestal (J.R.S. Scolforo, org.). UFLA; FAEPE, Lavras, p.189-246.

SHEIL, D., BURSLEM, D.F.R.P. & ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. J. Ecol. 83:331-333.

SHEIL, D., JENNINGS, S. & SAVILL, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. J. Trop. Ecol. 16:765-800.

SIEGEL, S. & CASTELLAN-JÚNIOR, N.T. 1988. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill, New York.

SILVA, J.M.C & BATES, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot. BioScience 52(3):225-233.

SILVA, F.A.M., ASSAD, E.D. & EVANGELISTA, B.A. 2008. Caracterização climática do Bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.69-88.

SILVA-Jr., M.C. & SILVA, A.F. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do Cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba (EFLEX)-MG. Acta Bot. Bras. 2(1-2):107-126.

SPERRY, J.S., ADLER, F.R., CAMPBELL, G.S. & COMSTOCK, J.P. 1998. Limitation of plant water use by rhizosphere and xylem conductance: results from a model. Plant Cell Environ. 21:347-359.

SWAINE, M.D. & LIEBERMAN, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. J. Trop. Ecol. 3:ii-iii.

WALTER, B.M.T., CARVALHO, A.M. & RIBEIRO, J.F. 2008. O conceito de Savana e de seu componente Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.19-45.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 30/06/2010
Versão reformulada recebida em 24/12/2010
Publicado em 24/01/2011

The distribution of the spectral bat, *Vampyrum spectrum*, reaches the Southern Pantanal

Maurício Silveira[1,4], Roberto Lobo Munin[1], Walfrido Moraes Tomás[2], Erich Fischer[3], Marcelo Oscar Bordignon[3] & Guilli de Almeida Silveira[3]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil
[2]Laboratório de Vida Selvagem, Embrapa Pantanal, CEP 79320-900, Corumbá, Brasil
[3]Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil
[4] Corresponding author: Maurício Silveira, e-mail: maursilv@yahoo.com.br

SILVEIRA, M., MUNIN, R.L., TOMÁS, W.M., FISCHER, E., BORDIGNON, M.O. & SILVEIRA, G.A. **The distribution of the spectral bat, *Vampyrum spectrum*, reaches the southern Pantanal**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02511012011.

Abstract: The largest New World bat, *Vampyrum spectrum*, is a locally rare top predator, which occurs from Mexico to South America. Here, we report for the first time its occurrence in the southern Pantanal floodplain, basing our records on specimens that are also the first to be reported for the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. We conducted bat surveys in two sites 120 km apart, in the Aquidauana and Nhecolândia regions. Among 2,498 bat captures, two individuals of *V. spectrum* were mist-netted, one at each site. These records expand southward the distribution range of *V. spectrum*, and in addition to other records in the Northern Pantanal border and Bolivia support that *V. spectrum* is widely distributed in the upper Paraguay basin.
Keywords: *Chiroptera, wetlands, Paraguay river basin, Mato Grosso do Sul, Phyllostominae.*

SILVEIRA, M., MUNIN, R.L., TOMÁS, W.M., FISCHER, E., BORDIGNON, M.O. & SILVEIRA, G.A. **A distribuição do morcego espectral, *Vampyrum spectrum*, atinge o Pantanal sul**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02511012011.

Resumo: O maior morcego do Novo Mundo, *Vampyrum spectrum*, é um predador de topo localmente raro que ocorre do México à América do Sul. Reportamos aqui pela primeira vez sua ocorrência na região sul da planície inundável do Pantanal, tomando como base espécimes que também são os primeiros registrados para o Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. Realizamos inventários em dois sítios distantes 120 km, nas regiões de Aquidauana e Nhecolândia. Dentre 2498 capturas de morcegos, dois indivíduos de *V. spectrum* foram registrados, um em cada sítio. Esses registros expandem a distribuição de *V. spectrum* para o sul, e somados a outros registros na borda Norte do Pantanal e na Bolívia sustentam que *V. spectrum* é amplamente distribuída na bacia do alto Paraguai.
Palavras-chave: *Chiroptera, áreas úmidas, bacia do rio Paraguai, Mato Grosso do Sul, Phyllostominae.*

Introduction

The spectral bat, *Vampyrum spectrum* (Linnaeus, 1758), is the largest New World bat. Its body weight varies from 135 to 230 g, the forearm length ranges from 88 to115 mm, and the wing span may reach 1 m (Navarro & Wilson 1982, Nowak 1994). Based on scarce published data, *V. spectrum* is mainly carnivore and preys on birds, rodents, and small bats as well. However, its diet also includes insects and fruits (Gardner 2007, Navarro & Wilson 1982, Bonato et al. 2004, Vargas-Espinoza et al. 2004, Discher et al. 2009). *Vampyrum spectrum* is locally rare and widely distributed from southern Mexico to the central region of South America, with known records in Colombia, Ecuador, Guyana, Peru, Venezuela, Bolivia, and Brazil (Navarro & Wilson 1982, Emmons & Feer 1997, Vargas-Espinoza et al. 2004, Acosta & Azurduy 2006). To date, the southernmost record of *V. spectrum* is at 18º 20' S, in the Chiquitana Forest region, Bolivia (Acosta & Azurduy 2006). The condition of being a top predator occurring at low densities increases its vulnerability to local extinctions, and led to classification of *V. spectrum* as a nearly threatened species by the International Union for Conservation of Nature (Aguirre et al. 2008).

Most records of *V. spectrum* in Brazil come from the Amazon rainforest, in the States of Acre, Amazonas, Amapá, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, and Tocantins (Bernard 2001, Nogueira et al. 2007, Discher et al. 2009). One record in Northern Pantanal floodplain (Eisenberg & Redford 1999) and another in its northern upland border (Vieira 1955) indicate the occurrence of *V. spectrum* in the Pantanal. However, multiple records are still needed for sustaining that it occurs widely in the floodplain. We report here the first records of *V. spectrum* in the southern Pantanal floodplain, and in the State of Mato Grosso do Sul as well, which significantly expand southward the distribution range of the species.

Material and Methods

Two individuals of *Vampyrum spectrum* were mist-netted during bat surveys at Campo Lourdes (19° 33' S e 55° 35' W) and Nhumirim (18° 59' S e 56° 37' W) ranches, in the Aquidauana and Nhecolândia regions of southern Pantanal, respectively. Climate is Aw of Köppen, with average annual temperatures ranging from 20 to 27 °C, and annual precipitation from 800 to 1400 mm. Physiognomic types comprise floodable grasslands, gallery forests, open woodland savannas, deciduous and semideciduous forests - named "cordilheiras" - surrounding temporary or permanent lagoons (Araujo & Sazima 2003). The total netting efforts in Campo Lourdes and Nhumirim were 97632 and 96646 h.m^2, respectively.

Results and Discussion

Among 1931 bat individuals of 31 species sampled in Campo Lourdes, it was captured one adult male of *V. spectrum* at 23:30 hours, on August 29th, 2008. The specimen presented developed testicles and forearm length of 114 mm. After inspection, this individual was released in the same place of the capture. At Nhumirim, one non-reproductive female of *V. spectrum* (Figure 1) was recorded among 567 sampled bats of 21 species. It was captured at 00:00 hour on February 20th, 2010. Its forearm measured 109 mm. This individual was collected and deposited as voucher in the Embrapa Pantanal's Vertebrate Reference Collection (M-CPAP-307), representing the only specimen of *V. spectrum* collected in the State of Mato Grosso do Sul.

The two individuals were captured in latitudes higher than that of Chiquitana Forest in Bolivia (Acosta & Azurduy 2006), expanding the geographical distribution of *V. spectrum* towards southern (Figure 2). The two records were about 120 km distant from each other, in the western and eastern regions of the Pantanal in Mato Grosso do Sul. Our records added to those obtained in the northern Pantanal (Vieira 1955, Eisenberg & Redford 1999) and in Bolivia (Acosta & Azurduy 2006) support that *V. spectrum* is widely distributed in the upper Paraguay basin. The captures of only two individuals of *V. spectrum* among more than 10,000 bats already surveyed by us in the southern Pantanal indicate that this species is locally rare in the floodplain, as it is elsewhere (Emmons & Feer 1997, Sampaio et al. 2003).

The records of *V. spectrum* reported in the upper Paraguay basin were obtained in forest habitats. Vieira (1955) collected one specimen in riparian forest, and Acosta & Azurduy (2006) collected two specimens at the border of a forest corridor associated to cultivated pasture areas. Our records were obtained in the typical Pantanal "cordilheiras", which are interconnected forest corridors and patches located in non-floodable terrain. These records, therefore, support that *V. spectrum* is able to

Figure 1. *Vampyrum spectrum* (Phyllostomidae) captured in the Nhumirim farm, Southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil.

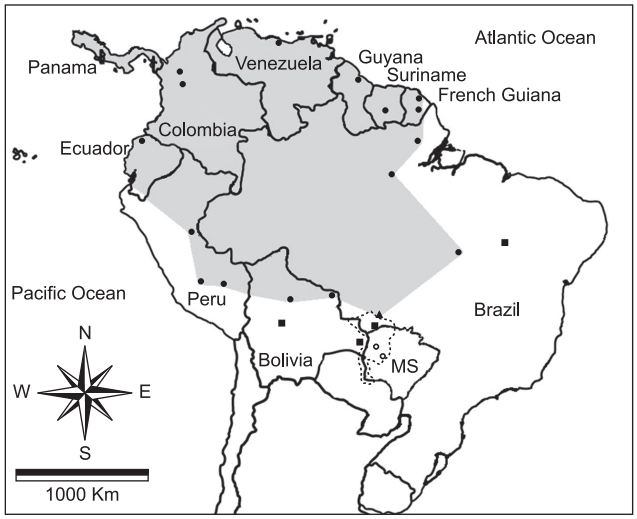

Figure 2. Distribution of *Vampyrum spectrum* (Phyllostomidae) in South America. Gray area encircles marginal localities compiled by Gardner (2007), indicated by black circles and black triangle for the Vieira's (1955) record. Additional records, not included in Gardner (2007), are from Bolivia (Acosta & Azurduy 2006), northern Pantanal (Eisenberg & Redford 1999) and State of Piaui (Gregorin et al. 2008) (black squares); and the new records in the Campo Lourdes and Nhumirim farms (white circles), in the State of Mato Grosso do Sul (MS), Brazil (this study). Dashed line indicates the Pantanal floodplain.

occur in patchy forest landscapes, in addition to other types of forests (Handley Jr. 1976, Vehrencamp et al. 1977, Emmons & Feer 1997, Sampaio et al. 2003, Vargas-Espinoza et al. 2004). The implications of the two new records presented here indicate that further, widespread bat inventories are still necessary in the Pantanal and the surrounding regions (Longo et al. 2007, Cáceres et al. 2008, Tomás et al. 2010).

Acknowledgements

To André Lima for help in the field; to Campo Lourdes farm owners for logistic support; to anonymous referees for helpful comments on the manuscript; to Ministério de Ciência e Tecnologia, Centro de Pesquisa do Pantanal (process 2008/COO/13), and Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (process 41/100.070/2004) for financial support; to Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária for financial and logistic support (process SEG-02.07.50.003-02); to Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico for grants to M. Silveira, R. Munin, and E. Fischer. Bat captures and collection were carried out under IBAMA licenses 10303-1 and 10615-2007.

References

ACOSTA, L. & AZURDUY, R. 2006. Primeras colectas del falso vampiro *Vampyrum spectrum* (Phyllostomidae, Chiroptera) en el sector sur del bosque seco chiquitano, Santa Cruz, Bolívia. Kempffiana 2(1):119-126.

AGUIRRE, L., MANTILLA, H., MILLER, B. & DÁVALOS, L. 2008. *Vampyrum spectrum*. In IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. www.iucnredlist.org (last accessed 25/01/2011).

ARAUJO, A.C. & SAZIMA, M. 2003. The assemblage of flowers visited by hummingbirds in the "capões" of Southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. Flora 198(6):427-435.

BERNARD, E. 2001. Species list of bats (Mammalia, Chiroptera) of Santarém area, Pará state, Brazil. Rev. Bras. Zool. 18(2):455-463.

BONATO, V., FACUREAND, K.J. & UIEDA, W. 2004. Food habits of bats of subfamily Vampyrinae in Brazil. J. Mamm. 85(4):708-713.

CÁCERES, N.C., CARMIGNOTTO, A.P., FISCHER, E. & SANTOS, C.F. 2008. Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. Check List 4(3):321-335.

DISCHER, D.S., BERNARDE, P.S & FACURE, K.G. 2009. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Vampyrum spectrum* (Linnaeus, 1758): first record for the state of Rondônia, Brazil, and new prey records. Check List 5(3):394-395.

EISENBERG, J.F. & K.H. REDFORD. 1999. Mammals of the Neotropics. The central Neotropics: Ecuador, Perú, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press, v.3, 609p.

EMMONS, L.H. & FEER, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago.

GARDNER, A.L. 2007. Mammals of South America: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. Chicago, University of Chicago Press, 669p.

GREGORIN, R., CARMIGNOTTO, A.P. & PERCEQUILLO, A.R. 2008. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil. Chirop. Neotr. 14(1):366-383.

HANDLEY Jr., C.O. 1976. Mammals of the Smithsonian Venezuelan Project. Brigham Young Univ. Sci. Bull. Biol. Ser. 20:1-89.

LONGO, J.M., FISCHER, E., CAMARGO, G. & SANTOS, C.F. 2007. Ocorrência de *Vampyressa pusilla* (Chiroptera, Phyllostomidae) no Pantanal sul. Biota Neotrop. 7(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?short-communication+bn02407032007.

NAVARRO, D. & WILSON, D.E. 1982. *Vampyrum spectrum*. Mamm. Spec. 184:14.

NOGUEIRA, M.R., PERACCHI, A.L. & MORATELLI, R. 2007. Subfamília Phyllostominae. In Morcegos do Brasil (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, ed.). Nélio Roberto dos Reis, Londrina, p.61-97.

NOWAK, R.M. 1994. Walker's bats of the world. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

SAMPAIO, E.M., KALKO, E.K.V., BERNARD, E., RODRÍGUEZ-HERRERA, B. & HANDLEY Jr., C.A. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of central Amazonia, including methodological and conservation considerations. Stud. Neotrop. F. Environ. 38(1):17-31.

TOMÁS, W.M., CÁCERES, N.C., FISCHER, E., MOURÃO, G. & CAMPOS, Z. 2010. Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. In The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland (W.J. Junk, C.J. Da Silva, C. Nunes da Cunha & K.M. Wantzen, ed.). Sofia-Moscow, Pensoft Publishers, p.563-595.

VARGAS-ESPINOZA, A., AGUIRRE, L.P., SWARNER, M., EMMONS, L. & TERAN, M. 2004. Distribución de *Vampyrum spectrum* em Bolivia y comentarios sobre su estado conservación. Ecol. Bolivia 39(2):46-51.

VEHRENCAMP, S.L., STILES, F.G. & BRADBURY, J.W. 1977. Observations on the foraging behavior and avian prey of the neotropical carnivorous bat, *Vampyrum spectrum*. J. Mamm. 58(4):469-478.

VIEIRA, C.O. 1955. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. Arq. Zool. Est. São Paulo 8(11):341-474.

Received 29/10/2010
Revised 07/02/2011
Accepted 17/02/2011

Ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti – CE, Brasil

Frederico Moreira Osório[1,2,3], Wander Oliveira Godinho[1] & Tito Monteiro da Cruz Lotufo[1]

[1]Laboratório de Ecologia Animal, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará – UFC, Av. Abolição, n. 3207, Meireles, Fortaleza, CE, Brasil
[2]Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA/SUPES/RN, Av. Alexandrino de Alencar, n. 1399, Tirol, Natal, RN, Brasil
[3]Autor para correspondência: Frederico Moreira Osório, e-mail: fredosorio@gmail.com

OSÓRIO, F.M., GODINHO, W.O. & LOTUFO, T.M.C. **Fish fauna associated to mangrove roots at the Pacoti River estuary**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?short-communication+bn00711012011.

Abstract: The mangrove vegetation along the margins of estuaries is an important habitat for fish, serving as feeding, shelter and nursery zones. The present work describes the fish fauna associated to mangrove roots at the Pacoti River estuary. A total of ten visual censuses of 90 minutes each were conducted, yielding the number of 671 fish counted, with an average of 0.74 counts/minute. The fishes were identified pertaining to 22 species from 18 different families. All the studied species are originally marine, although the samples were mainly carried out during the rainy season. Gerreidae and Lutjanidae were the more representative families. The species *Lutjanus alexandrei, Lutjanus jocu* and *Bathygobius soporator* were present in all censuses and the first two were also the most abundant, with 48 and 17% of the total counts, respectively. Taking into account size estimations of the fish, it was verified that mangrove roots are inhabited mainly by juveniles of both species, indicating the use of this habitat as a nursery area. However, in the least complex sampling site, specimens of genus *Lutjanus* were sought in higher quantities, comprinsing all size classes, thus suggesting the abundance of roots in Pacoti River might not influence the abundance of sheltered fishes. Another important observation is that almost 70% of the species present in the mangrove roots are typical of reef habitats, indicating the existence of strong connections between these two ecosystems. The results emphasize the importance of this habitat for ichthyofauna conservation to coastal areas. In addition, studies regarding to fish recruitment, reproductive and trophic patterns are needed, especially to those two main important species described herein.
Keywords: *estuarine fishes, nursery, Lutjanus, visual census.*

OSÓRIO, F.M., GODINHO, W.O. & LOTUFO, T.M.C. **Ictiofauna associada às raízes de mangue do Estuário do Rio Pacoti – CE, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?short-communication+bn00711012011.

Resumo: Margens de estuários com a vegetação de manguezal formam um importante hábitat para peixes, pois são zonas de alimentação, abrigo e berçário. O presente trabalho tem como objetivo caracterizar a ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti (CE). Foram realizados 10 censos visuais com duração de 90 minutos cada. Foram feitas 671 avistagens, com densidade média de 0,74 avistagens/minuto. Os indivíduos pertencem a 22 espécies e 18 famílias. Todas as espécies registradas são de origem marinha, apesar das amostragens serem realizadas principalmente no período chuvoso. As famílias que apresentaram um maior número de espécies foram Gerreidae e Lutjanidae. As espécies que apresentaram maior frequência de ocorrência foram *Lutjanus alexandrei, Lutjanus jocu* e *Bathygobius soporator*, estando presentes em todos os censos. As duas espécies mais abundantes foram *L. alexandrei* (48%) e *L. jocu* (17%). Levando-se em consideração as estimativas de tamanho destas espécies, foi verificado que as raízes de mangue são habitadas principalmente por indivíduos jovens de ambas as espécies, o que leva a supor que estas utilizam tal habitat como área de berçário. Contudo, na estação de coleta com menor complexidade estrutural foi avistado o maior número de indivíduos do gênero *Lutjanus*, em praticamente todas as faixas de comprimento, o que sugere que no Rio Pacoti a quantidade de raízes pode não influenciar na quantidade de indivíduos abrigados. Aproximadamente 70% das espécies avistadas também ocorrem em ambientes recifais, o que demonstra a existência de fortes conexões entre esses dois ecossistemas. Os resultados encontrados enfatizam a importância do habitat estudado para a conservação da ictiofauna costeira e apontam a necessidade de pesquisas relacionadas principalmente ao recrutamento, padrões reprodutivos e tróficos das duas espécies mais representativas.
Palavras-chave: *peixes estuarinos, berçário, Lutjanus, censo visual.*

Introdução

Os estuários funcionam como áreas de alimentação e refúgio para juvenis de peixes marinhos que se reproduzem no mar. Além disso, tais ecossistemas compreendem áreas de alimentação utilizadas sazonalmente por adultos de peixes marinhos, além de servirem como habitat definitivo para outras espécies (Lowe-MacConnell 1999). As margens de estuários com a vegetação de manguezal formam um importante hábitat para peixes, pois são zonas de alimentação, abrigo e berçário (Thayer et al. 1987, Vance et al. 1996, Ley et al. 1999, Morton 1990, Nagelkerken et al. 2000, Nakamura et al. 2008).

A diminuição significativa das áreas de manguezal e a degradação de importantes complexos estuarinos e baías vêm reduzindo o hábitat de muitas populações de animais e implicando num aumento da competição por alimento, contribuindo consideravelmente para a aceleração da mortalidade de espécies essenciais para a subsistência de comunidades tradicionais e para a perda da biodiversidade (Campos et al. 2003). Diegues (1987) aponta que áreas remanescentes de manguezais ainda são utilizadas por comunidades de pescadores e extrativistas, que delas dependem para a sua sobrevivência.

A ictiofauna das áreas de manguezal já foi estudada em algumas localidades do nordeste brasileiro. Eskinazi (1970, 1972), Vasconcelos-Filho & Oliveira (1999) e Paiva et al. (2008) publicaram trabalhos sobre a ictiofauna de alguns manguezais de Pernambuco. Oliveira (1972, 1974, 1976) e Araújo et al. (2000, 2004) realizaram inventários sobre a ictiofauna estuarina no Ceará utilizando coletas com redes e dados disponíveis na literatura. Apenas Freitas et al. (2006) realizaram censos visuais em um manguezal com o propósito de verificar a função das mesas de cultivo de ostras como atratores para peixes. Contudo, não foram realizadas pesquisas no nordeste brasileiro que visassem estudar a comunidade de peixes que habitam as estruturas formadas pelas raízes de mangues em estuários utilizando observação subaquática.

Este trabalho tem como objetivo inventariar a ictiofauna que ocupa as raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti no Ceará por meio de observações subaquáticas.

Material e Métodos

O presente estudo foi realizado no Rio Pacoti, que possui aproximadamente 150 km de extensão, tendo sua nascente no maciço de Baturité e desembocadura na região metropolitana de Fortaleza. O estuário deste rio possui uma área de 141 km^2, descarga fluvial de 19 m^3/s, volume de 518,502 m^3 e prisma de maré de 476,011 m^3 (ZEE 2005a). A vegetação predominante no estuário consiste de *Rhizophora mangle, Avicennia schaueriana, Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* e *Cornocarpus erectus* (Oliveira et al. 1988).

Para orientar a escolha das três estações de amostragem, foram realizadas quatro visitas ao estuário e quatro censos experimentais. A estação 1 fica localizada a aproximadamente 1.150 m da desembocadura do rio, dista cerca de 2.500 m da estação 2. As estações 2 e 3 estão separadas por 833 m (Figura 1). As estações 1 e 2 apresentam uma grande quantidade de raízes-escora da espécie *Rhizophora mangle*, incrustada por *Crassostrea rhizophorae*. A estação 3 apresenta principalmente raízes de árvores mortas, ou de pequeno porte, das espécies de *Avicennia* e *Laguncularia racemosa*, além de trechos em início de colonização por *R. mangle*. As duas primeiras estações mostram maior complexidade estrutural que a terceira estação devido à maior quantidade de raízes, galhos e fauna incrustante.

As coletas de dados foram realizadas por meio de 10 censos visuais, nas margens do rio, que foram percorridas durante a preamar (Tabela 1). Essas condições permitem que o mergulhador realize as observações nas raízes e nos galhos de manguezal. Todos os indivíduos avistados entre ou sobre as raízes e galhos eram identificados, contados e tinham os seus tamanhos estimados. O deslocamento unidirecional realizado pelo amostrador visou diminuir o risco de recontagem de animais. O tempo de duração de cada censo foi estabelecido a partir de uma amostragem piloto de 120 minutos, que indicou como ideal a duração de 90 minutos, pois poucas espécies foram acrescidas após esse tempo. Foi realizado um total de 900 minutos de observação (15 horas). A estimativa de comprimento dos indivíduos foi realizada em cinco censos e compreendia as seguintes classes, em centímetros, nos seguintes intervalos: < 5; 5 – 10; 10 – 15; 15 – 20; > 20. A salinidade da água em cada censo foi obtida com auxílio de refratômetro. A visibilidade foi estimada através da distância máxima de identificação subaquática de um objeto retangular de cor branca com área de 600 cm² (30 × 20 cm). Os dados foram anotados em uma prancheta de PVC e posteriormente transferidos para planilhas eletrônicas.

As espécies foram classificadas em residentes, marinhas dependentes e marinhas visitantes, de acordo com Freitas et al.(2006). O componente residente foi composto por espécies que passam todo o ciclo de vida nas águas estuarinas, podendo ser encontradas também em habitat marinho costeiro, ou na água doce. O componente marinho dependente incluiu as espécies de origem marinha que obrigatoriamente utilizam as águas estuarinas, seja para alimentação, ou para completar parte do seu ciclo reprodutivo. O componente marinho visitante abrangeu as espécies de origem marinha que passam a maior parte do ciclo de vida no mar, onde desovam, penetrando nas águas estuarinas em períodos regulares ou ocasionalmente, sem aparente exigência estuarina.

Todas as amostragens foram realizadas na estação chuvosa (Tabela 1). A falta de regularidade das amostragens pode ter comprometido os resultados devido a possíveis sazonalidades de ocorrência de algumas espécies.

Resultados e Discussão

Ao todo foram realizadas 671 avistagens, perfazendo uma densidade média de 0,74 registros/minuto. Os indivíduos pertenciam a 22 espécies de 18 famílias (Tabela 2). As famílias que apresentaram um maior número de espécies foram Gerreidae e Lutjanidae. Devido a necessidade de verificação de caracteres merísticos as famílias Centropomidae, Gerreidae, Mugilidae e Paralichthyidae foram identificados ao nível de família e gênero. As famílias Blenniidae e Scaridae foram identificados ao nível de família e gênero devido a dificuldade de identificação visual de jovens.

Tabela 1. Informações sobre o número do censo, estação, data, horário e nível de maré no início das amostragens.

Table 1. Information about number of the census, station, date, time, and tidal level at the beginning of the samples.

Censo	Estação	Data	Horário (horas)	Nível de maré (m)
1	1	08/01/2005	15:30	1.2
2	1	20/01/2005	12:30	1.0
3	2	28/01/2005	8:00	1.5
4	2	05/02/2005	15:45	1.2
5	3	05/03/2005	13:30	1.0
6	1	29/07/2005	12:00	1.0
7	3	26/03/2006	15:00	1.4
8	1	05/01/2007	16:00	1.3
9	2	29/03/2007	12:30	1.2
10	3	23/05/2007	08:30	0.9

Apesar das amostragens terem sido realizadas principalmente no período chuvoso, foi verificado que todas as espécies avistadas são de origem marinha (Tabela 2). Este fato pode estar relacionado às salinidades elevadas encontradas no estuário. A análise da água coletada em cada estação não revelou diferença importante de salinidade no tempo e no espaço, sendo que a mínima e a máxima foram 36 e 40, respectivamente, tais salinidades impossibilitam a presença de espécies fluviais nas estações de coleta, mesmo no período chuvoso. Este resultado sugere que as estações de coleta e épocas em que foram realizadas as amostragens não influenciaram na salinidade a que os peixes são submetidos, de modo que as mesmas espécies devem estar presentes na estação seca. Análises de parâmetros físico-químicos, realizadas no período chuvoso, dos estuários cearenses, sugerem que todos os estuários deste estado são dominados por condições marinhas (ZEE 2005a). As salinidades elevadas ainda que no período chuvoso pode ser resultado do controle artificial da vazão fluvial do Rio Pacoti através de barragens. Esta prática é bastante comum na maioria dos rios cearenses (ZEE 2005b, Lacerda 2006).

A ausência de amostragens na estação seca comprometeu o registro de variações sazonais na ocorrência de espécies e nas abundâncias das espécies encontradas. Outra limitação que deve ser prontamente reconhecida diz respeito à visibilidade. As águas estuarinas são notórias por sua alta produtividade e grande quantidade de material em suspensão (Odum 1988). Apesar da limitação metodológica no registro das espécies em função das baixas condições de visibilidade, a pouca profundidade em que os censos visuais foram realizados permitiu a avistagem dos peixes que se encontravam entre as raízes, sobre as raízes ou em áreas próximas, em toda a coluna d'água.

Dentre as espécies, *Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007, *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) e *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) foram vistas em todos os censos. Outras espécies frequentemente encontradas foram *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 (80%), *Eucinostomus sp.* e *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) (70%) e *Haemulon parra* (Desmarest, 1823), que esteve presente em 60% dos censos (Tabela 2).

As espécies mais abundantes foram *Lutjanus alexandrei* (48%), *Lutjanus jocu* (17%) e *Eucinostomus sp.* (8%), seguidas de *Sphoeroides testudineus* (6%), *Hippocampus reidi* (4%), *Bathygobius soporator* (4%) e *Haemulon parra* (4%). As outras espécies juntas contribuíram com 9% dos indivíduos avistados (Figura 2). *Lutjanus alexandrei* e *L. jocu* apresentaram uma baixa frequência relativa nos trabalhos realizados no estuário do Rio Formoso, PE, por Paiva et al. (2008, 2009). Propomos que esta diferença na frequência relativa encontrada entre o presente trabalho e os trabalhos citados pode estar relacionada a metodologia utilizada, o que demonstra a importância de amostragens com utilização de observação subaquáticas em ambientes estuarinos.

Espécies de todas as categorias ecológicas foram avistadas nas três estações de coleta. Provavelmente a pequena distância entre as estações e a semelhança entre as salinidades encontradas contribuíram para este resultado. Contudo, as espécies residentes foram menos representativas em número de espécie e número de indivíduos avistados.

Em número de espécies, as marinhas dependentes e as marinhas visitantes contribuíram cada qual com 42% do total de espécies (oito espécies cada) e as residentes representaram apenas 16% das espécies (três espécies) (Tabela 3). Um menor número de espécies residentes

Tabela 2. Lista das famílias, espécies e número de indivíduos (N) observados entre as raízes de mangue ou em áreas próximas, classificações ecológicas das espécies e as suas frequências relativas de ocorrência (%Fr). As famílias estão listadas em ordem evolutiva segundo Nelson (2006).

Table 2. Family, species, and number of individuals (N) observed in mangrove roots or nearby areas. Ecological group of species and its relative frequency of occurrence (%Fr). Families are listed following evolutive order, by Nelson (2006).

Família	Espécie	Classificação ecológica	N	%Fr
Batrachoididae	*Batrachoides surinamensis* (Bloch & Schneider, 1801)	-	1	10
Mugilidae	*Mugil* sp.*	Marinha dependente[1]	3	10
Syngnathidae	*Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933**	Marinha visitante[1]	29	80
Centropomidae	*Centropomus spp.**	Marinha dependente[1]	14	20
Serranidae	*Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860)*	Marinha visitante[2]	1	10
Lutjanidae	*Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007*	Marinha visitante[1]	319	100
	Lutjanus cyanopterus (Cuvier, 1828)	Marinha dependente[3]	2	10
	Lutjanus jocu (Bloch & Schneider, 1801)*	Marinha visitante[1]	116	100
Gerreidae	*Diapterus sp.**	Marinha dependente[1]	6	20
	Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863)*	Marinha dependente[1]	12	40
	*Eucinostomus sp.**	Marinha dependente[1]	51	70
Haemulidae	*Haemulon parra* (Desmarest, 1823)*	Marinha visitante[1]	27	60
Sparidae	*Archosargus probatocephalus* (Walbaum, 1792)*	Marinha visitante[1]	2	10
Scaridae	*Sparisoma sp.**	Marinha visitante[1]	10	20
Blenniidae	Indefinida	-	5	30
Gobiidae	*Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837)	Residente[1]	25	100
Ephippidae	*Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782)*	Marinha dependente[1]	1	10
Acanthuridae	*Acanthurus chirurgus* (Bloch, 1787)**	Marinha visitante[1]	2	20
Sphyraenidae	*Sphyraena barracuda* (Walbaum, 1792)*	Marinha dependente[1]	1	10
Paralichthyidae	Indefinida	-	2	10
Achiridae	*Trinectes paulistanus* (Miranda-Ribeiro, 1915)	Residente[1]	1	10
Tetraodontidae	*Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758)	Residente[1]	41	70

* Peixes utilizados para consumo; ** peixes utilizados na exportação de ornamentais; [1]Vasconcelos-Filho & Oliveira (1999); [2]Randall (1967) apud Freitas et al.(2006); [3]Allen (1985); Moura et al. (2001).

também foi encontrado por Freitas et al. (2006) realizando censo visual em cultivos de ostras instalados no estuário do Rio Jaguaribe, CE, por Vasconcelos-Filho & Oliveira (1999) no Canal de Santa Cruz, PE, por Villarroel (1994) em um estuário na Venezuela e por Paiva et al. (2008, 2009 no estuário do Rio Formoso, PE. O menor número de representantes de espécies residentes em relação às espécies migratórias em estuários se deve aos complexos mecanismos fisiológicos necessários à vida em um ambiente caracterizado por consideráveis variações físico-químicas (Albaret et al. 2004, Loebmann & Vieira 2005).

Em termos do número de avistagens, a categoria mais representativa foi a marinha visitante, com 76%, seguida por marinha dependente (14%) e residente (10%) (Tabela 3). A maior abundância de peixes marinhos visitantes resulta da grande quantidade de indivíduos de *Lutjanus alexandrei* avistados.

Levando-se em consideração as estimativas de tamanho das duas espécies mais abundantes, *L. alexandrei* e *L. jocu* foi possível verificar que as raízes de mangue são habitadas principalmente por indivíduos com comprimentos inferiores a 10 cm, ou seja, indivíduos jovens (Allen 1985, Moura & Lindeman 2007), o que indica a utilização de tal habitat como área de berçário. Peixes jovens são atraídos para as raízes do manguezal devido a sua complexidade, a qual disponibiliza proteção contra a predação e alimento (Laegdsgaard & Johnson 2001). Lutjanideos se alimentam principalmente de crustáceos e peixes (Menezes & Figueiredo 1980), itens encontrados entre as raízes de mangue.

Na estação com menor complexidade estrutural (Estação 3), foi avistado o maior número de indivíduos do gênero *Lutjanus*, em praticamente todas as faixas de comprimento (Tabela 4), o que sugere que no Rio Pacoti a quantidade de raízes pode não influenciar na quantidade de indivíduos abrigados. Deste modo, propomos que, provavelmente, a disponibilidade de alimento para as duas espécies mais abundantes de Lutjanidae seja semelhante entre as estações de coleta com diferentes complexidades estruturais, ou esteja disponível em maior quantidade na Estação 3. Propomos também que a proteção contra predadores não é o motivo da ocupação de *L. alexandrei* e *L. jocu* nestes habitats, já que em todos os census as espécies piscívoras avistadas encontravam-se em estágio juvenil. Sabe-se que o reduzido número de peixes carnívoros de grande porte favorece a abundância de peixes em estuários (Mullin 1995). Por outro lado, devemos levar em consideração que o maior número de raízes serve de obstáculo ao observador, de forma que as avistagens em áreas com alta densidade de raízes podem ser subestimadas.

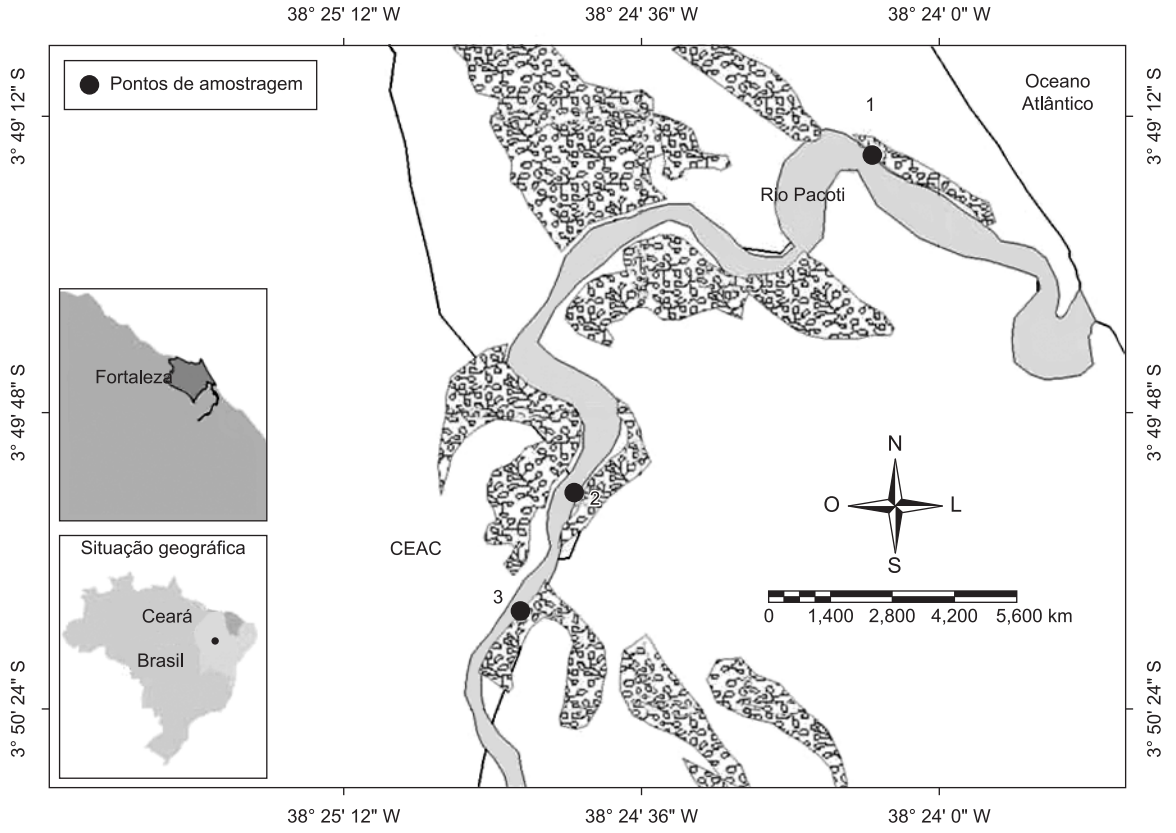

Figura 1. Área de estudo, demonstrando as estações de coleta.

Figure 1. Study site, showing the sampling areas.

Tabela 3. Frequência de ocorrência, contribuição em número de espécies e em número de indivíduos de acordo com a classificação ecológica.

Table 3. Frequency of occurence, contribution in terms of species number and abundance, according to ecological classifications.

Classificação ecológica	Frequência de ocorrência (%)	Contribuição em número de espécies (%)	Contribuição em número de indivíduos (%)
Residentes	100	16	10
Marinhos dependentes	70	42	14
Marinhos visitantes	100	42	76

Tabela 4. Relação entre as abundâncias relativas das espécies *L. alexandrei* e *L. jocu* com os locais de amostragem, levando-se em consideração as suas diferentes complexidades estruturais.

Table 4. Correlation between relative abundance of *L.alexandrei* and *L. jocu*, and the studied sites, taking structural complexties into account.

L. alexandrei	**Faixas de tamanhos**				
	< 5 cm	**5 – 10 cm**	**10 – 15 cm**	**15 – 20 cm**	**> 20 cm**
Estações 1e 2*	12,3/minuto	10/minuto	2,7/minuto	-	-
Estação 3 **	11/minuto	16/minuto	4/minuto	-	-
L. jocu					
Estações 1e 2*	1,3/minuto	6,3/minuto	2,3/minuto	1/minuto	-
Estação 3 **	3/minuto	9/minuto	5/minuto	-	-

*Grande complexidade estrutural; **pequena complexidade estrutural.

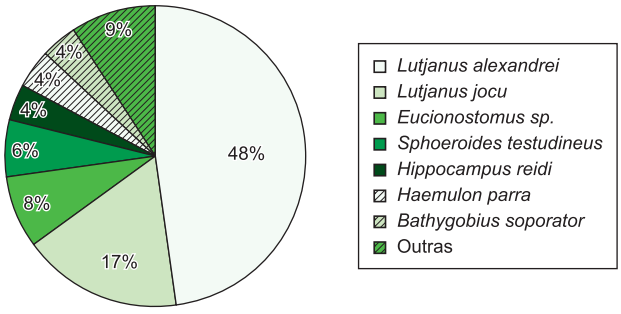

Figura 2. Abundância relativa das espécies.

Figure 2. Relative species abundance.

Nas Antilhas, as espécies *Lutjanus apodus* (Walbaum 1792) foi dominante em raízes de mangue (Nagelkerken et al. 2000). Vale ressaltar que *L. apodus* é bastante semelhante à espécie recém descrita *L. alexandrei*e identificada incorretamente para o litoral brasileiro, sendo confundida com a primeira (Moura & Lindeman 2007). Ao que parece, a utilização deste habitat pelo gênero *Lutjanus* no nordeste brasileiro não é um fato isolado, mas um padrão ecológico de espécies desse gênero. Durante as observações foi verificada a formação de cardumes mistos de indivíduos de *L. alexandrei* e *L. jocu*, com tamanhos inferiores a 20 cm apenas na estação de coleta mais próxima ao mar (Estação 1). Provavelmente, os indivíduos que habitam áreas próximas ao mar estejam mais vulneráveis a predação, o comportamento de agregação contribui para a proteção dos indivíduos nos seus primeiros estágios de vida. Quando adultos, os indivíduos desta espécie mantém o comportamento gregário em ambientes recifais (Moura & Lindeman 2007).

Na Ilha Ishigaki, no Japão, *L. fulvus* (Forster 1801) também utiliza o manguezal como área de berçário (Nakamura et al. 2008). Estes autores observaram que os indivíduos adultos não migram dos recifes para manguezais com a finalidade de alimentação, possivelmente apenas para os eventos reprodutivos.

Algumas espécies que habitam recifes quando adultos utilizam raízes de mangue como habitat nos estágios iniciais de suas vidas (Ley et al. 1999). Foi observado que 68,18% das espécies avistadas neste trabalho são típicas de ambientes recifais da costa brasileira (Floeter et al. 2003), incluindo-se as duas espécies mais abundantes, o que demonstra a existência de fortes conexões entre esses dois ambientes. Paiva et al. 2009 observou que mais da metade (51,3%) das 78 espécies coletadas no Rio Formoso, PE são de origem recifal.

Foram avistados 29 indivíduos de *H. reidi* no ambiente formado pelas raízes de mangue. No Rio Grande do Norte esta espécie apresentou preferência por raízes de *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle* (Dias & Rosa 2003), o que corrobora as observações realizadas durante o presente estudo. Tais observações apontam a importância da preservação do manguezal para conservação do cavalo-marinho *H. reidi*, a qual está listada no Anexo II da IN 05/2004 ((Ministério... 2004)), a qual que torna necessário a elaboração de um Plano de Gestão desta espécie pelo IBAMA.

Dentre as espécies observadas neste trabalho 66,7% são utilizadas no consumo humano (Tabela 2). Em número de indivíduos avistados estas espécies compreendem 83,9% do total. As espécies do gênero *Centropomus* e as espécies *L. jocu* e *M. bonaci* (Poey 1860) estão entre as mais importantes na pesca extrativa marinha do Ceará (Instituto... 2005). 28,6% das avistagens correspondem às espécies utilizadas no comércio de peixes ornamentais do Ceará (Monteiro-Neto et al. 2003, Nottingham et al. 2005), demonstrando a importância de raízes de mangue para manutenção da atividade extrativista marinha no Ceará. Os resultados encontrados apontam a necessidade de estudos relacionados ao recrutamento, padrões reprodutivos e padrões tróficos das duas espécies mais representativas.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Universidade Federal do Ceará (UFC) pela concessão de bolsas para o primeiro e segundo autor, respectivamente. Agradecemos também ao geólogo Luiz José Cruz Bezerra pela confecção do mapa.

Referências Bibliográficas

ALBARET, J., SIMIER, M., DARBOE, E.S., ECOUTIN, J., RAFFRAY, J., MORAIS, L.T. 2004. Fish diversity and distribuition in the Gambia Estuary, West Africa, in relation to environmental variables. Aquat Living Resour. 17:35-46.

ALLEN, G.R. 1985. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. FAO species catalogue, Rome.

ARAÚJO, M.E., TEIXEIRA, J.M. & OLIVEIRA, A.M.E. 2000. Ictiofauna marinha do Estado do Ceará, Brasil: III. Actinopterygii de estuários. Arq. Cienc. Mar. 33:139-142.

ARAÚJO, M.E., TEIXEIRA, J.M. & OLIVEIRA, A.M.E. 2004. Peixes estuarinos marinhos do Nordeste Brasileiro. Edições UFC, Fortaleza.

CAMPOS, A.A., MONTEIRO, A.Q. & MONTEIRO-NETO, C. 2003. A zona costeira do Ceará: diagnóstico para a gestão integrada. AQUASIS, Fortaleza.

DIAS, T.L.P. & ROSA, I.L. 2003. Habitat preferences of a seahorse species, *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidade) in Brazil. Aqua, J. of Ichtoyol. and Aquatic Biol. 6(4):165-176.

DIEGUES, A.C.S. 1987. Conservação e desenvolvimento sustentado de ecossistemas litorâneos no Brasil. In Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, São Paulo 3(54):196-213.

ESKINAZI, A.M. 1970. Lista preliminar dos peixes estuarinos e de Pernambuco e Estados vizinhos (Brasil). Trab. Oceanogr. 9:265-274.

ESKINAZI, A.M. 1972. Peixes do Canal de Santa Cruz, Pernambuco-Brasil. Trab. Oceanogr. 13:283-302.

FLOETER, S.R., GASPARINI, J.L., ROCHA, L.A., FERREIRA, C.E.L., RANGEL, C.A. & FEITOZA, B.M. 2003. Brazilian reef fish fauna: checklist and remarks. Brazilian Reef Fish Project: www.brazilianreeffish.cjb.net (último acesso em 24/11/2004).

FREITAS, L.E.L., FEITOSA, C.V. & ARAÚJO, M.E. 2006. Mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*) (GUILDING, 1928) farming areas as artificial reefs for fish: a study in the State of Ceará, Brazil. Braz. J. Oceanogr. 54 (1):31-39.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. 2005. Estatística da pesca 2004 Brasil, grandes regiões e unidades da federação. Brasília, D.F.

LACERDA, L.D., MAIA, L.P., MONTEIRO, L.H.U., SOUZA, G.M., BEZERRA, L.J.C. & MENEZES, M.O.T. 2006. Manguezais do Nordeste e mudanças ambientais. Cienc. Hoje 29(229):24-29.

LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 257:229-253.

LEY, J.A., MCIVOR, C.C. & MONTAGUE, C.L. 1999. Fishes in mangrove prop-root habitats of Northeastern Florida Bay: dinstict assemblages across an estuarine gradient. Estuar. Coast Shelf S. 48:701-723.

LOEBMANN, D. & VIEIRA, J.P. 2005. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixe no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 22 (3):667-675.

LOWE-MACCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: IV Teleostei (3). Museu de Zoologia; Universidade de São Paulo, São Paulo.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. 2004. Instrução normativa nº 5, de 21 de maio de 2004. Diário Oficial da União – seção 1, nº 102, sexta-feira, 28 de maio de 2004.

MONTEIRO-NETO, C., CUNHA, F.E.A., NOTTINCHAM, M.C., BARROS, M.G.L., ARAÚJO, M.E. & ROSA, I.L. 2003. Analysis of the marine ornamental fish trade at Ceará State, Northeast Brazil. Biodivers. Conserv. 12:1287-1295.

MORTON, R.M. 1990. Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Australian mangrove area. Mar. Biol. 105:385-394.

MOURA, R.L., FIGUEIREDO, J.L. & SAZIMA, I. 2001. A new parrofish (Scaridade) from Brazil, and revalidation of *Sparisoma amplum* (Ranzani, 1842), *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831), *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878) and *Scarus trispinosus* (Valenciennes, 1840). B. Mar. Sci. 68(3):505-524.

MOURA, R.L. & LINDEMAN, K.C. 2007. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of *Lutjanus griseus* and *L. apodus.* Zootaxa 1422:31-43.

MULLIN, S.J. 1995. Estuarine fish populations among red mangrove prop roots of small overwash islands. Wetlands 15:324-329.

NAKAMURA, Y., HORINOUCHI, M., SHIBUNO, T., TANAKA, Y., MIYAJIMA, T., KOIKE, I., KUROKURA, H. & SANO, M. 2008. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. Mar. Ecol-Prog. Ser. 355:257-266.

NAGELKERKEN, I., VELDE, G., GORISSEN, M.W., MEIJER, G.J., HOF, T. & HARTOG, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. Estuar. Coast Shelf S. 51:31-44.

NELSON, J.S. 2006. Fishes of the world. New York, John Wiley & Sons, 600p.

NOTTINGHAM, M.C., BARRETO, L.M., ARAÚJO, M.E., MONTEIRO-NETO, C., CUNHA, F.E.A., ROSA, I.M.L. & ALENCAR, C.A.G. 2005. A explotação de peixes ornamentais marinhos no Estado do Ceará, Brasil: captura, manutenção nas empresas e exportação. Bol. Tec. Cient. CEPENE. 13(1):53-73.

ODUM, E.P. 1988. Ecologia. Guanabara, Rio de Janeiro.

OLIVEIRA, A.M.E. 1972. Peixes estuarinos do Nordeste oriental brasileiro. Arq. Cienc. Mar. 12(1):35-41.

OLIVEIRA, A.M.E. 1974. Ictiofauna das águas estuarinas do Rio Parnaíba (Brasil). Arq. Cienc. Mar. 14(1):41-45.

OLIVEIRA, A.M.E. 1976. Composição e distribuição da ictiofauna nas águas estuarinas do rio Jaguaribe (Ceará - Brasil). Arq. Cienc. Mar. 16(1):9-18.

OLIVEIRA, A.M.E., IRVING, M.A. & LIMA, H.H. 1988. Aspectos bioecológicos do estuário do rio Pacoti, Ceará, Brasil. Arq. Cienc. Mar. 16:91-100.

PAIVA, A.C.G., CHAVES, P.T.C. & ARAÚJO, M.E. 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. Rev. Bras. Zool. 25(4):647-661.

PAIVA, A.C.G., LIMA, M.F.V., SOUZA, J.R.B., ARAÚJO, M.E. 2009. Spatial distribuition of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. Zoologia 26 (2):266-278.

THAYER, G.W., COLBY, D.R. & HETTLER, W.F. 1987. Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. Mar Ecol-Prog Ser. 35:25-38.

VANCE, D.J., HAYWOOD, M.D.E., HEALES, D.S., KENYON, R.A., LONERAGAN, N.R. & PENDREY, R.C. 1996. How far do prawns and fish move into magroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguiensis* and fish in a tropical mangrove forest in norther Australia. Mar. Ecol-Prog. Ser. 131:115-124.

VASCONCELOS-FILHO, A.L. & OLIVEIRA, A.M.E. 1999. Composição e ecologia da ictiofauna do Canal de Santa Cruz (Itamaracá - PE, Brasil). Trab. Oceanogr. 27(1):101-113.

ZEE. 2005a. Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) da Zona Costeira do Estado do Ceará: caracterização das condições físico-químicas dos estuários do estado do Ceará. Fortaleza, Governo do Estado do Ceará, Universidade Federal do Ceará. SEMACE/LABOMAR. http://www.semace.ce.gov.br/ (último acesso em 24/07/2010).

ZEE. 2005b. Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) da Zona Costeira do Estado do Ceará: ictiofauna dos estuários do estado do Ceará. Fortaleza, Governo do Estado do Ceará, Universidade Federal do Ceará. SEMACE/LABOMAR. http://www.semace.ce.gov.br/ (último acesso em 24/07/2010).

Recebido em 26/06/2009
Versão reformulada Recebida em 03/12/2010
Publicado em 05/01/2011

As aves da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Centro do Brasil

Marco Antonio Rego[1], Luís Fábio Silveira[1,3], Vítor de Queiroz Piacentini[1], Fabio Schunck[1],

Érika Machado[1], Renato Torres Pinheiro[2] & Elivânia Reis[2]

[1]Departamento de Zoologia, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – USP,
CP 114161, CEP 05422-970, São Paulo, SP, Brasil
[2]Grupo de Pesquisa em Ecologia e Conservação de Aves, Universidade Federal do Tocantins – UFT,
CP 114, CEP 77001-090, Palmas, TO, Brasil
[3]Autor para correspondência: Luís Fábio Silveira, e-mail: lfsilvei@usp.br

REGO, M.A., SILVEIRA, L.F., PIACENTINI, V.Q., SCHUNCK, F., MACHADO, E., PINHEIRO, R.T. & REIS, E. **The birds of Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03711012011.

Abstract: The Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins is one of the largest conservation units in Cerrado Biome. The avifauna of this locality was studied from January 25 to 15 February, 2008. We attempted to sample the different habitats found both within the EESGT as in its surroundings. In addition to audio and visual records, mist nets and shotguns were used to collect testimony material, which was deposited in the ornithological collection of the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). The results were compared with data available from other conservation units nearby the EESGT. We recorded 254 bird species; among these 11 were considered endemic to the Cerrado region and other three considered threatened (*Taoniscus nanus*, *Anodorhynchus hyacinthinus* and *Procnias averano*). Three individuals belonging to the *Picumnus* genus also were collected; they presented unusual plumage and vocalization patterns, which suggests an undescribed taxon.
Keywords: *Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Cerrado, avifauna, inventory.*

REGO, M.A., SILVEIRA, L.F., PIACENTINI, V.Q., SCHUNCK, F., MACHADO, E., PINHEIRO, R.T. & REIS, E. **As aves da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03711012011.

Resumo: A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) é uma das maiores Unidades de Conservação dentro do Bioma Cerrado. A avifauna desta UC foi inventariada entre os dias 25 de janeiro e 15 de fevereiro de 2008. Durante esse trabalho buscou-se amostrar os diferentes hábitats encontrados na EESGT, bem como algumas localidades no entorno. Além de registros auditivos e visuais foram utilizadas redes-de-neblina e armas de fogo para coletas de material testemunho, que se encontra depositado na coleção ornitológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Os resultados obtidos foram comparados com os dados disponíveis para outras unidades de conservação presentes na região. Foram registradas 254 espécies de aves, incluindo 11 endêmicas do Cerrado e outras três ameaçadas de extinção (*Taoniscus nanus*, *Anodorhynchus hyacinthinus* e *Procnias averano*). Três indivíduos pertencentes ao gênero *Picumnus* foram coletados; estes apresentam um distinto padrão de plumagem e de vocalização, podendo representar um táxon ainda não descrito.
Palavras-chave: *Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Cerrado, avifauna, inventário.*

Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, ocupando toda a região do Brasil central, além do sudeste boliviano e a região nordeste do Paraguai (Ab'Saber 1977, Ratter et al. 1997). Embora mais de 800 espécies de aves já tenham sido registradas neste bioma (Silva 1995b, Silva & Santos 2005), sua diversidade ainda não é completamente conhecida, com espécies novas sendo descritas nas proximidades de grandes centros urbanos (Zimmer et al. 2001) e muitas áreas do Cerrado ainda são consideradas como insuficientemente amostradas mesmo depois da compilação realizada por Silva (1995a).

A região da Serra Geral, situada na divisa entre os Estados da Bahia com Tocantins e Goiás, é um bom exemplo de área dentro deste bioma ainda não suficientemente amostrada. A Serra Geral, ao norte, se encontra com a Chapada das Mangabeiras, local onde nasce o Rio Parnaíba e alguns de seus principais afluentes, próximo a divisa entre os Estados do Tocantins, Piauí e Maranhão, estendendo-se para o sul até próximo a Serra do Ramalho, no sudoeste da Bahia (Instituto... 2006).

A avifauna desta região só começou a ser conhecida a partir da década de 1910, quando o alemão Rudolph Pfrimer colecionou algumas aves, posteriormente enviadas para o Museu Nacional, no Rio de Janeiro (Pacheco 2004). Entretanto, este material não apresenta informações confiáveis em relação a data e sexo desses exemplares, sendo que muitos espécimes se misturaram a outros provenientes da Comissão Rondon, oriundos do Mato Grosso, também presentes na mesma instituição. Uma possível explicação para esta mistura de material pode ser creditada à substituição, já no Museu Nacional, das etiquetas originais de Pfrimer por outras confeccionadas por Alípio de Miranda Ribeiro (Pacheco 2004, Pacheco & Olmos 2006).

Outros coletores ou naturalistas também tangenciaram a região da Serra Geral, destacando-se Otmar Reiser, R. H. Becker e Emil Kaempfer. Reiser, em 1903, integrou a equipe liderada pelo ictiólogo Franz Steindachner na primeira expedição enviada para amostrar as nascentes do Rio Parnaíba, no Sul do Piauí. Reiser descreveu espécies de aves interessantes como o bico-virado-da-caatinga, *Megaxenops parnaguae*, além de observar a ararinha-azul, *Cyanopsitta spixii,* nos arredores de Parnaguá (Naumburg 1928, Hellmayr 1929). Becker amostrou o noroeste baiano, na região do município de São Marcelo (próximo ao limite leste da EESGT) entre março e abril de 1913. Nesta região, onde predominam ambientes típicos de Cerrado e de transição deste com a Caatinga, foram coletados táxons característicos dos dois biomas e alguns endêmicos do Cerrado como *Alipiopsitta xanthops* e *Saltatriculla atricollis* (Cory 1918, Hellmayr 1938, Pacheco 2004).

Posteriormente, Emil Kaempfer, contratado pelo American Museum of Natural History, atravessou todo o leste do país, desde o Maranhão até Rio Grande do Sul e, em meados de 1927, passou pelas áreas amostradas por Reiser (Naumburg 1928, 1935, Paynter & Traylor 1991). Desde então, toda a região da Serra Geral foi negligenciada nas amostragens da avifauna do Cerrado, e apenas recentemente, diversos autores (Santos 2001, Pacheco & Silva 2002, Tocantins 2003, Braz 2003, Braz et al. 2003, Leite & Lopes 2002, Lopes 2007, 2008) trabalharam na região da Serra das Mangabeiras, Jalapão e Serra Geral. A criação das Unidades de Conservação (UC) do Parque Estadual do Jalapão (PEJ), das Áreas de Proteção Ambiental da Serra de Tabatinga e da Chapada das Mangabeiras (APATM) e do Parque Nacional das Nascentes do Parnaíba também podem ser apontadas como fatores importantes para o incremento das pesquisas na região.

Fazendo parte deste mosaico de Unidades de Conservação, destaca-se a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT). Desde a sua criação, em 2001, nenhum inventário avifaunístico havia sido realizado nesta UC. Com o objetivo de se conhecer a avifauna desta Estação Ecológica, foram realizadas amostragens, entre 25 de janeiro e 15 de fevereiro de 2008, em diferentes ambientes dentro da EESGT e nos seus arredores. No presente estudo são apresentados os resultados obtidos nesta campanha, sendo os mesmos comparados com os dados disponíveis para amostragens prévias na região, em estudos no Parque Estadual do Jalapão e as Áreas de Proteção Ambiental da Serra de Tabatinga e da Chapada das Mangabeiras.

Metodologia

A EESGT possui 716.306 ha e se situa entre a porção leste do Estado do Tocantins, nos municípios de Almas, Mateiros, Ponte Alta e Rio da Conceição, e no oeste baiano, no município de Formosa do Rio Preto, entre as coordenadas 10° 30'-11° 17' S e 47° 14'-46° 10' W (Brasil 2001). A EESGT é recoberta principalmente por vegetações típicas de Cerrado, predominando formações mais campestres como campo sujo e campo cerrado, afloramentos calcários, e cerrado *sensu stricto*. As grandes porções de áreas abertas são cortadas por florestas ciliares, veredas e áreas alagadas. A EESGT está inserida em parte das bacias hidrográficas dos Rios Tocantins e São Francisco e a presença de grandes chapadões em contato com depressões e escarpas de arenito constitui uma paisagem complexa e única. Essa região apresenta uma das menores densidades demográficas do Brasil e em boa parte de sua área a ocupação humana é mínima (Mamede et al. 2002, Tocantins 2003).

Com o intuito de suprir as deficiências particulares dos métodos de amostragens de aves, optou-se por vários métodos simultâneos, que também tornaram o trabalho de campo mais produtivo, gerando resultados de alta qualidade e confiabilidade em um curto espaço de tempo. Registros visuais e auditivos foram feitos durante todo o trajeto dentro de áreas selecionadas, enquanto que os demais métodos de coleta foram concentrados nas áreas previamente selecionadas. As espécies foram identificadas visualmente com o auxílio de binóculos 10 × 40 e 8,5 × 45. As diversas manifestações sonoras emitidas pelas aves foram gravadas em cassete e em meio digital (gravadores Sony TCM 5000EV, Sony Hi-MD MZM 100 e Sony MZ-RH1 e microfone Sennheiser ME 66). Para capturar as aves foram utilizadas redes-de-neblina, estendidas em transeções abertas em cada uma das áreas escolhidas. Para amostrar algumas espécies de aves que habitam estratos mais elevados da vegetação, mais difíceis de serem capturadas por redes-de-neblina, ou que, por seu comportamento e/ou tamanho não são amostradas por este métodos, foram utilizadas espingardas calibres 20, 28, 36 e .22. Todas as aves coletadas foram taxidermizadas.

Dados biométricos (massa e comprimento total) e coloração das partes nuas foram anotados, além da eventual coleta de ectoparasitos. Amostras de tecido (musculatura peitoral) foram retiradas de todas as aves coletadas. As carcaças foram mantidas em álcool 70% v.v. Todo o material foi depositado no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

Os trabalhos de campo iniciaram-se antes do nascer do sol e se estenderam até por volta das 20 horas, para a observação de aves noturnas. As redes-de-neblina foram abertas ao nascer do sol e fechadas por volta das onze horas da manhã. As redes-de-neblina (19 em cada área, 12 m de comprimento e 2,40 m de altura - malha de 36 mm) foram montadas em linha, permanecendo por quatro dias em cada localidade selecionada, totalizando 1.520 horas-rede. Em cada uma das localidades selecionadas foram estendidas duas linhas de rede, uma em cada microhábitat, cobrindo 228 m em cada um dos pontos, sendo as linhas abertas simultaneamente.

Entre 26 e 30 de janeiro amostramos a porção sul da EESGT, no município de Rio da Conceição (10° 39' S e 46° 48' W). Nesta

área metade das redes foi instalada em uma vereda, enquanto que as demais foram montadas em uma porção de Cerrado *sensu stricto* adjacente. As redes foram novamente abertas entre 8 e 12 de fevereiro, a nordeste da EESGT, no município de Mateiros, próximo à mata do Rio Galhão (10° 31' S e 46° 06' W), em hábitats semelhantes ao do primeiro ponto. Em outras localidades, como o Vale Encantado (11° 37'S e 46° 42' W, afloramentos calcários e mata seca), a Mata do Rio Galhão, (10° 31' S e 46° 06' W) e a estrada da soja (10° 56' S e 46° 18' W) não foram abertas redes-de-neblina, sendo utilizados os demais métodos para o inventário. Nestas áreas os trabalhos duraram, em média, um dia.

Resultados e Discussão

Em 17 dias de campo foram registradas 254 espécies (Apêndice 1) pertencentes a 54 famílias, sendo 125 (~50%) delas representadas por material testemunho (peles em via seca). As famílias com o maior número de representantes foram Tyrannidae (41), Emberizidae (17), Psittacidae (13) e Accipitridae (13). Onze das 254 espécies são consideradas como endêmicas do Cerrado, segundo Silva (1995b, 1997) e Silva & Santos (2005), representando cerca de 37% dos endemismos desse Bioma (Tabela 1). Outras espécies características de formações de Cerrado também foram muito comuns na EESGT, como *Heliactin bilophus*, *Neothraupis fasciata* e *Cypsnagra hirundinacea*.

De acordo com Silva (1995b) e Silva & Santos (2005), cerca de 70% das aves que ocorrem no Cerrado são dependentes ou semi-dependentes das formações florestais existentes neste Bioma, enquanto que 218 espécies não dependem das florestas para se alimentar e/ou se reproduzir. Foram registradas 118 espécies consideradas como independentes das formações florestais, o que corresponde a 54% das espécies não dependentes de florestas listadas por Silva & Santos (2005) para todo o bioma. Este número demonstra a importância da EESGT para a conservação das espécies típicas de Cerrado, uma vez que uma proporção significativa das espécies registradas depende inteiramente desta formação vegetal.

Três táxons ameaçados de extinção e seis quase-ameaçados (*near threatened* - NT) foram registrados (Machado et al. 2008, International... 2009). As espécies consideradas como quase-ameaçadas são: *Rhea americana*, *Alipiopsitta xanthops*, *Euscarthmus rufomarginatus*, *Knipolegus franciscanus*, *Neothraupis fasciata* e *Charithospiza eucosma* (International... 2009). Entre as espécies ameaçadas estão *Taoniscus nanus,* que se enquadra na categoria de vulnerável (VU), *Anodorhynchus hyacinthinus*, considerada em perigo (EN), e *Procnias averano,* considerada em perigo apenas pelo MMA (Machado et al. 2008).

De maneira geral a avifauna da EESGT encontra-se bem conservada. Nas veredas, espécies como *Ara ararauna* (MZUSP 79505 e 79506), *Berlepschia rikeri* (e.g. MZUSP 79660), *Tyrannopsis sulphurea* (MZUSP 79730 e 79731) e *Basileuterus leucophrys* (e.g. MZUSP 79746) eram bastante abundantes. Nas áreas pedregosas, onde eram observadas diferentes espécies de canelas-de-ema (*Vellozia* sp.), aves como *Sicalis citrina* e *Buteo melanoleucus* (MZUSP 79481 e 79482) foram registradas. Entretanto, aves características desta formação, como *Porphyrospiza caerulescens*, registrada tanto no PEJ (Pacheco & Silva 2002) quanto no APATM (Santos 2001), não foram vistas na EESGT, o que pode ser apenas um viés na amostragem. Fora da EESGT, no Vale Encantado, foi observada uma formação florestal associada com afloramentos de calcário, onde eram comuns as barrigudas (*Ceiba* sp.), árvores típicas das matas secas que também são observadas no norte de Minas Gerais e no sudoeste baiano. Nesta região espécies típicas dos afloramentos calcários como *Knipolegus franciscanus* (MZUSP 79681 e 79682), foram facilmente encontradas, o que reforça a associação desta espécie com este tipo particular de floresta seca (Lima 1999). Nesta formação florestal foram realizados os únicos registros de *Herpsilochmus atricapillus* (MZUSP 79638) e *Picumnus albosquamatus* (MZUSP 79614), que são substituído na EESGT, respectivamente, por *H. longirostris* (e.g. MZUSP 79636 e 79637) e *Picumnus* sp. (MZUSP 79615-79617). Outras espécies registradas apenas neste local foram *Momotus momota*, *Nonnula rubecula* (MZUSP 79594) e *Patagioenas plumbea*, espécies mais associadas à ambientes florestais. Registros relevantes e informações biológicas para algumas espécies da EESGT e arredores são destacados abaixo.

Tabela 1. Espécies endêmicas do Cerrado registradas na EESGT e adjacências no presente trabalho

Table 1. Cerrado endemics birds recorded at EESGT and surrounding areas.

Nome do táxon	Nome em português
Taoniscus nanus	Inhambu-carapé
Alipiopsitta xanthops	Papagaio-galego
Melanopareia torquata	Tapaculo-de-colarinho
Herpsilochmus longirostris	Chorozinho-de-bico-comprido
Suiriri islerorum	Suiriri-da-chapada
Knipolegus franciscanus	Maria-preta-do-nordeste
Antilophia galeata	Soldadinho
Cyanocorax cristatellus	Gralha-do-campo
Charitospiza eucosma	Mineirinho
Saltatricula atricollis	Bico-de-pimenta
Basileuterus leucophrys	Pula-pula-de-sobrancelha

Rhea americana: relativamente rara na EESGT, foi bastante comum fora da UC, na região de Mateiros, onde adultos com grupos de até 18 filhotes foram observados. Sua raridade na EESGT pode ser devido às queimadas que aconteceram nos últimos anos. Fora da EESGT esta espécie foi encontrada sempre próxima a plantações, como observado também por Pinheiro & Dornas (2009) na Área de Proteção Ambiental da Ilha do Bananal e no Parque Estadual do Cantão.

Taoniscus nanus: menor espécie da família, cuja detecção é bastante difícil. Prefere áreas de campo limpo, seguida por aquelas de campo sujo (Silveira & Silveira 1998). Sua identificação em campo depende muito do reconhecimento de sua voz, semelhante à emitida por grilos (Orthoptera)(Sick 1997, Silveira & Silveira, 1998, Silveira 2008a). Três indivíduos desta espécie foram observados (mas nenhum ouvido) em três ocasiões e localidades distintas dentro da EESGT, todas elas na sua porção norte. É naturalmente raro e costuma ocorrer nas mesmas áreas com a igualmente ameaçada *Nothura minor* (Silveira & Silveira 1998, Silveira 2008b), que não foi registrada na EESGT. A presença de *Taoniscus nanus* na EESGT está diretamente ligada ao controle das queimadas na região, pois esta espécie tem limitada capacidade de vôo e de dispersão.

Chondrohierax uncinatus: amplamente distribuída na região neotropical (Pinto 1964, Sick 1997), apresenta hábitos gregários e migratórios ainda pouco conhecidos. Entre os dias 9 e 12 de fevereiro foi possível observar dezenas de indivíduos voando em conjunto sobre a EESGT e o Vale Encantado. Os indivíduos observados apresentaram a plumagem variando desde negro e cinza até aqueles com ventre branco-puro, passando pelas diferentes formas com barras no ventre. Uma fêmea foi coletada (MZUSP 79860); esta apresentava a plumagem barrada de marrom, uma das formas mais características

desta espécie altamente polimórfica. Não foram ouvidas vocalizações e nenhum outro indivíduo foi observado na região depois do dia 12/2.

Anodorhynchus hyacinthinus: a arara-azul-grande foi observada em quatro diferentes ocasiões e localidades, sempre em grupos reduzidos ou pares. Aparentemente não há pressão para captura de filhotes ou adultos para o comércio ilegal de aves silvestres, e a espécie nidifica, na região, em paredões de arenito, especialmente na área conhecida como Pedra do Baú. As escarpas de arenito presentes no Morro do Fumo, Bigorna e em grande parte da escarpa da Serra Geral, dentro da EESGT, são importantes sítios reprodutivos desta espécie (C. Nogueira, com. pess.). A EESGT situa-se a menos de 100 km a oeste de Formosa do Rio Preto onde, há cerca de 35 anos, um registro de *Cyanopsitta spixii* foi reportado (Collar et al. 1992, Sick 1997, Santos 2001). Entretanto, nem mesmo a população mais tradicional reconhece a presença desta espécie na área.

Asio flammeus: coruja típica de áreas abertas, frequentemente vista caçando próximo ao solo (Sick 1997). Registros para o Cerrado eram raros até meados da década de 1990 (Silveira 1998, Bagno & Rodrigues 1998, Silva & Santos 2005, Lopes et al. 2008). Espécie relativamente comum nas extensas plantações de soja adjacentes à EESGT, onde podia ser vista mesmo durante o dia. A presença de *Asio flammeus* em plantações de soja é também observada no entorno do Parque Nacional das Emas, onde esta coruja é muito mais comum nesta monocultura do que dentro do parque (Silveira, obs. pess.), mesma situação observada na EESGT. Uma possível explicação para este fato pode estar relacionado a uma maior abundância de pequenos roedores nas plantações de soja do que nas formações naturais. Entretanto, esta hipótese ainda carece de estudos mais conclusivos.

Colaptes campestris: duas formas são atualmente aceitas como componentes deste táxon, a forma nominal e *C. c. campestroides* (Winkler & Christie 2002), que se diferenciam pela cor da garganta (negra na forma nominal, branca em *C. c. campestroides*), embora padrões intermediários já tenham sido descritos (Short 1982). Entretanto, outras raças geográficas já foram descritas com base nos padrões de estrias da região ventral, que pode se apresentar na forma de setas ou estrias (Short 1982). Em duas áreas opostas dentro da EESGT foram coletados indivíduos (MZUSP 79611 e 79612) que apresentam plumagens muito distintas na sua região ventral, sugerindo um polimorfismo sem valor taxonômico, L. Novaes, em prep.

Picumnus sp.: diversos indivíduos de um pica-pau-anão foram observados e ouvidos em diversas áreas da EESGT e entorno. A vocalização é distinta tanto de *P. albosquamatus*, que só foi registrado nas matas secas da região do Vale Encantado (MZUSP 79614) quanto de *P. pygmaeus*, outra espécie que potencialmente poderia ocorrer na região, sendo registrada por Santos (2001) na APATM, mas não no presente estudo. Três indivíduos foram coletados em localidades distintas, e todos apresentam um padrão de plumagem semelhante entre si e distinto de qualquer outra espécie de *Picumnus*. A vocalização foi gravada e é também distinta de qualquer outra espécie do gênero. Estes pica-paus só foram registrados em áreas de mata ciliar, sempre em baixa densidade. Conclusões sobre a presença de uma espécie ainda não descrita são preliminares, pois a hibridação entre os representantes deste gênero é um fenômeno bem conhecido (Short 1982, Lencioni Neto 1995). Entretanto, a congruência do padrão de plumagem entre os três indivíduos de localidades distintas e a ausência de registros de uma segunda espécie do gênero sugere que pode se tratar de um táxon ainda não descrito e que se encontra em estudo.

Suiriri islerorum: espécie descrita recentemente (Zimmer et al. 2001), pode ser facilmente separada em campo da sua congênere *Suiriri s. affinis* através da vocalização e comportamento (Lopes 2005; Lopes & Marini 2005). Ocorrem em sintopia com *S. s. affinis* na EESGT, sendo freqüentes em áreas de Cerrado *sensu strictu*. Os exemplares coletados (MZUSP 79707-79715) apresentavam as gônadas pouco desenvolvidas (Lopes & Marini 2005).

Procnias averano: espécie com distribuição disjunta, sendo consideradas duas populações distintas, uma presente na Venezuela, na ilha de Trinidad, e em Roraima e, outra que se distribui pela Floresta Atlântica do Nordeste e Matas Secas do interior (Snow 1982, Ridgely & Tudor 1994). Foram registrados diversos machos cantando nas matas ciliares e veredas, onde a espécie é bem conhecida da população como ave migratória. Em uma área de aproximadamente dois quilômetros foram ouvidos pelo menos seis machos.

Basileuterus leucophrys: Endemismo típico das matas ciliares e amplamente distribuído pelo Cerrado (Silva 1997), ocorrendo marginalmente no Pantanal. Encontrada quase sempre aos pares e sempre associado à água, é comum no Parque Nacional de Brasília (Ridgely & Tudor 1989). Na EESGT também foi encontrada em abundância, sendo registrada em três dos quatro dias que permanecemos na localidade de Rio da Conceição, e encontrada também nas veredas, especialmente nas áreas de matas alagadas. Os registros apresentados neste trabalho se aproximam do limite norte da distribuição dessa espécie, encontrada também no PEJ (Tocantins 2003)

O presente estudo registrou 33 espécies não registradas nos trabalhos anteriores, dentre elas algumas associadas a ambientes amazônicos (Stotz et al. 2006), como *Celeus flavus* e *Tyrannopsis sulphurea*, e outras que são naturalmente incomuns, e.g. *Spizaetus melanoleucus*. A presença de *Suiriri islerorum* apenas na EESGT provavelmente se deve ao fato de que até a sua descrição por Zimmer et al. (2001) essa espécie era confundida com *S. s. affinis*.

Somando-se as listas disponíveis para o PEJ (Pacheco & Silva 2002, Leite & Lopes 2002, Braz 2003, Tocantins 2003), para a APATM (Santos 2001) e a do presente trabalho, chega-se a um total de 366 espécies para a região da Serra Geral e áreas adjacentes, na região do Jalapão, nas fronteiras dos Estados do Tocantins, Maranhão, Bahia e Piauí (Apêndice), o que corresponde a 42% da avifauna já registrada no Bioma Cerrado segundo Silva (1995b) e Silva & Santos (2005). Entretanto, na APATM foram registradas 46 espécies que não foram observadas nas outras duas áreas. Algumas destas, como *Penelope jacucaca* e *Picumnus pygmaeus*, demonstram maior influência da fauna da Caatinga em parte da APATM, enquanto outras como *Rostrhamus sociabilis, Aramus guarauna* e *Phimosus infuscatus* indicam a presença de grandes corpos d'água, que não são encontrados na EESGT. Por outro lado, no PEJ, foram registradas 30 espécies ainda exclusivas desta UC, entre elas o globalmente ameaçado *Harpyhaliaetus coronatus.*

O alto número de espécies registrado nas três UCs indica que a região ainda é muito preservada, mantendo populações de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Além disso, as três áreas, em conjunto, formam um mosaico de unidades de conservação fundamentais para a conservação da porção norte do Cerrado.

Agradecimentos

O levantamento de aves da EESGT fez parte do projeto "Inventário e zoneamento de vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: subsídios ao plano de manejo", financiado pela Fundação O Boticario de Proteção à Natureza (200710116). Ao Instituto Pequi – Pesquisa e Conservação do Cerrado e Conservação Internacional do Brasil, pelo apoio logístico. Somos gratos ao IBAMA e ICMBio pelo apoio às nossas pesquisas e licenças de coleta. VQP agradece à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa de doutorado. LFS recebe bolsa de produtividade em pesquisa do CNPq. Às equipes de Herpetologia, Ictiologia e Mastozoologia e auxiliares de campo, pelo auxílio nas atividades dentro da EESGT. Cristiano Nogueira, pelo indispensável

apoio em campo e pela leitura crítica do manuscrito. Aos dois revisores anônimos pelas valiosas sugestões e criticas feitas à este artigo.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. 1977. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. Primeira aproximação. Geomorfologia. 52:1-18.

BAGNO, M.A. & RODRIGUES, F.H.G. 1998. Novos registros de aves para o Estado de Goiás, Brasil. Ararajuba 6:64-65.

BRAZ, V.S. 2003. A representatividade das Unidades de Conservação do Cerrado na preservação da avifauna. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

BRAZ, V.S., ABREU, T.L.S., LOPES, F.E., LEITE, L.O., FRANÇA, F.G.R., VASCONCELOS, M.M. & BALBINO, S.F. 2003. Brazilian Merganser *Mergus octosetaceus* discovered in Jalapão State Park, Tocantins, Brazil. Cotinga 20:68-71.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Decreto 27/09/2001. Cria a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, nos Estados do Tocantins e da Bahia, e dá outras providências. http://www.ibama.gov.br/siucweb/listaUcCategoria.php?abrev=ESEC (último acesso em 12/06/2009).

COLLAR, N.J., GONZAGA, L.P., KRABBE, N., MADROÑO NIETO, NARANJO, G.A., PARKER III & WEGE, D.C. 1992. Threatened birds of the America: The ICBP/IUCN Red Data Book. International Council for Bird Preservation, Cambridge.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS - CRBO. 2009. Listas das aves do Brasil. Versão 9/8/2009. http://www.cbro.org.br

CORY, C.B. 1918. Catalogue of Birds of the Americas. Part II. Field Mus. Nat. Hist. Zool. Ser. 12(1):1-315.

HELLMAYR, C.E. 1929. A Contribution to the Ornithology of Northeastern Brazil. Field Mus. Nat. Hist. Zool. Ser. Publ. 12(18):235-501.

HELLMAYR, C.E. 1938. Catalogue of birds of the Americas, Part. XI. Field Mus. Nat. Hist. Zool. Ser. 13:1-430.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2006. Mapas de unidades de relevo do Brasil. 2nd ed. IBGE.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. 2009. IUCN red list of threatened species. Version 2009.1. www.iucnredlist.org (ultimo acesso em 01/06/2009).

LEITE, L.O. & LOPES, L.E. 2002. Fauna: Aves. pp. 63-67. In Plano de desenvolvimento sustentável para o entorno do Parque Estadual do Jalapão (S.R Silva & P.G.P. Pereira, coords.). Conservation International do Brasil S/C. 190p.

LENCIONI NETO, F. 1995. Um híbrido entre *Picumnus cirratus temminckii* e *P. albosquamatus guttifer* (Piciformes: Picidae). Ararajuba 3:68-69.

LIMA, F.C.T. 1999. A range extension for the Caatinga Black-tyrant, *Knipolegus franciscanus* (Tyrannidae), a rare Brazilian endemic. Bull. Brit. Orn. Cl. 119(4):270-271.

LOPES, L.E. 2005. Field identification and new site records of Chapada Flycatcher *Suiriri islerorum*. Cotinga 24:38-41.

LOPES, L.E. 2007. Onthe range of the Lesser Kiskadee *Philohydor lictor* (Aves: Tyrannidae) in central-eastern Brazil. Ararajuba 15(3):433-435.

LOPES, L.E. 2008. The range ofthe Curl-crested Jay: lessons for evaluating bird endemism in South American Cerrado. Divers. Distrib. 14:561-568. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00441.x

LOPES, L.E. & MARINI, M.A. 2005. Biologia reprodutiva de S*uiriri affinis* e *S. islerorum* (Aves: Tyrannidae) no Cerrado do Brasil Central. Pap. Avulsos Zool. 45(12):127-141. doi: 10.1590/S0031-10492005001200001.

LOPES, L.E., MALACCO, G.B, VASCONCELOS, M.F., CARVALHO, C.E.A., DUCA, C., FERNANDES, A.M., D'ANGELO NETO, S. & MARINI, M.A. 2008. Aves da região de Unaí e Cabeceira Grande, noroeste de Minas Gerais, Brasil. Rev. Bras. Ornitol.16:193-206.

MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M. & PAGLIA, A.P. eds. 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília; Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, v. 2, p.1420. Biodiversidade, 19.

MAMEDE, F., GARCIA, P.Q. & SOUSA JÚNIOR, W.C. 2002. Análise da viabilidade sócio-econômico-ambiental da transposição de águas da bacia do rio Tocantins para o rio São Francisco na região do Jalapão/TO. Relatório Final. http://conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/Jalapao_final_report.pdf (último acesso em 10/06/2009).

NAUMBURG, E.M.B. 1928. Remarks on Kaempfer's collections in eastern Brazil. Auk 45(1):60-65.

NAUMBURG, E.M.B. 1935. Gazetteer and maps showing collecting stations visited by Emil Kaempfer in eastern Brazil and Paraguay. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 68:449-469.

PACHECO, J.F. 2004. As aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. In Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação. (J.M.C. Silva, M. Tabarelli, M.T. Fonseca & L.V. Lins, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 189-250.

PACHECO, J.F. & OLMOS, F. 2006. As aves do Tocantins 1: região sudeste. Ararajuba 14:55-71.

PACHECO, J.F. & SILVA, R.S. 2002. The Brazilian Merganser *Mergus octosetaceus* in Jalapão, Tocantins, Brazil: results of a preliminary survey. Bird Life International - Brasil Program, São Paulo.

PAYNTER JUNIOR, R.A. & TRAYLOR, M.A. 1991. Ornithological gazetteer of Brazil. Harvard University Press, Cambridge.

PINHEIRO, R.T. & DORNAS, T. 2009. Distribuição e conservação das aves na região do Cantão, Tocantins: Ecótono Amazônia/cerrado. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?inventory+bn02609012009 (último acesso em 12/06/2009).

PINTO, O.M.O. 1964. Ornitologia Brasiliense. Catalogo Descritivo e Ilustrado das Aves do Brasil. Departamento de Zoologia, Secretaria de Agricultura, São Paulo, v.1, 196 p.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGWATER, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80:223-270. doi:10.1006/anbo.1997.0469

RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. 1989. The birds of South America. v. 1. The Oscine Passerines. University Press, Oxford.

RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. 1994. The birdsof South America. v. 2. The Suboscine Passerines. University Press, Oxford.

SANTOS, M.P.D. 2001. Composição da avifauna nas Áreas de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga e Chapada das Mangabeiras (PI, TO e MA). Bol. Mus. Para. E. Goeldi, Zool. 17(1):43-67.

TOCANTINS (Estado). Secretaria de Estado de Planejamento e Desenvolvimento Econômico - SEPLAN. 2003. Plano de Manejo do Parque Estadual do Jalapão. Palmas, p.132.

SHORT, L.L. 1982. Woodpeckers of the world. Delaware Museum of Natural History, Delaware. Monogr. Ser. 4.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

SILVA, J.M.C. 1995a. Avian inventory of the cerrado region, South América: implications for biological conservation. Bird Cons. Intern. 5:291-304.

SILVA, J.M.C. 1995b. Birds of the cerrado region. South America. Steenstrupia 21:69-72.

SILVA, J.M.C. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado region. South America. Biodiv. Conserv. 6:435-450. doi:10.1023/A:1018368809116

SILVA, J.M.C. & SANTOS, M.P.D. 2005. A Importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. In Biodiversidade Ecologia e Conservação do Cerrado (A.O. Scariot, J.C.S. Silva, Felfili & J. Maria, org.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 224-233

SILVEIRA, L.F. 1998. The birdsof Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. Cotinga 10:55-63.

SILVEIRA, L.F. 2008a. *Taoniscus nanus*. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília; Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, 2v., p.1420. Biodiversidade, 19.

SILVEIRA, L.F. 2008b. *Nothura minor*. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. (A.B.M. Machado, G.M. Drummond & A.P. Paglia, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília; Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, 2v., p.1420. Biodiversidade, 19.

SILVEIRA, L.F. & SILVEIRA, V.J. 1998.The biology of Dwarf Tinamou *Taoniscus nanus*, with notes on its breeding in captivity. Cotinga 9:42-46.

SNOW, D.W. 1982. The cotingas. British Museum (Natural History), London; Oxford University Press Oxford.

STOTZ, D.F., FITZPATRIC, J.W., PARKER III, T.A. & MOSKOVITS, D.K. 1996. Neotropical birds: Ecology and conservation. University of Chicago Press,Chicago.

WINKLER, H. & CHRISTIE, D.A. 2002. Family Picidae (woodpeckers). In Handbook of the Birds of the World, v.7, Jacamars to Woodpeckers (J. del Hoyo, A. Elliot, & J. Sargatal, eds.). Lynx Editions, Barcelona.

ZIMMER, K.J., WHITTAKER, A & OREN, D.C. 2001. A cryptic new species of flycatcher (Tyrannidae: *Suiriri*) from the Cerrado region of central South America. Auk118(1):56-78. doi:10.1642/0004-8038(2001)118[0056:ACNSOF]2.0.CO;2

Recebido em 12/05/2010
Versão reformulada recebida em 06/07/2010
Publicado em 21/03/2011

Apêndice 1

Apêndice 1. Lista das espécies de aves registradas na Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins, no Parque Estadual do Jalapão (PEJ; Pacheco & Silva 2002, Leite & Lopes 2002, Braz 2003, Tocantins 2003) e nas Áreas de Proteção Ambiental Serra de Tabatinga e Chapada das Mangabeiras (APA; Santos 2001). Taxonomia segundo CBRO (Comitê... 2009). REG.: Forma como cada espécie foi registrada na EESG: COL: espécies coletadas; O: registros visuais; AU: registros auditivos. Espécies marcadas com um asterisco (*) foram também documentadas através de gravação em áudio. Localidades na EESG: 1. EESEC (10° 39' 52" S e 46° 48' 27" W); 2. Vale Encantado (11° 37' S e 46° 42' W); 3. EESEC (10° 34' S e 46° 28' W); 4. EESEC (10° 40' S e 46° 15' W); 5. Mata do Rio Galhão (10° 31' 36" S e 46° 06' 20" W); 6. EESEC (10° 47' S e 46° 43' W); 7. Estrada da soja (10° 56' 12,5" S e 46° 18' 31,9" W); Pedra da Baliza (10° 38' S e 46° 07' W).

Appendix 1. Species recorded at Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins, Parque Estadual do Jalapão (PEJ; Pacheco & Silva 2002, Leite & Lopes 2002, Braz 2003, Tocantins 2003) and Áreas de Proteção Ambiental Serra de Tabatinga e Chapada das Mangabeiras (APA; Santos 2001). Taxonomy follows CBRO (Comitê... 2009). REG.: Documentation of the records at EESG: COL: collected; O: sight records; AU: heard only. Species with asterisk (*) were also tape recorded. Localities at EESG: 1. EESEC (10° 39' 52" S and 46° 48' 27" W); 2. Vale Encantado (11° 37' S and 46° 42' W); 3. EESEC (10° 34' S and 46° 28' W); 4. EESEC (10° 40' S and 46° 15' W); 5. Mata do Rio Galhão (10° 31' 36" S and 46° 06' 20" W); 6. EESEC (10° 47' S and 46° 43' W); 7. Estrada da soja (10° 56' 12,5" S and 46° 18' 31,9" W); Pedra da Baliza (10° 38' S and 46° 07' W).

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Struthioniformes				
Rheidae				
Rhea americana	Ema	O	1, 3, 6	APA, PEJ
Tinamiformes				
Tinamidae				
Crypturellus soui	Tururim	AU	2, 4, 6	-
*Crypturellus undulatus**	Jaó	COL	1, 3, 6	APA, PEJ
Crypturellus tataupa	Inhambu-chintã	-	-	APA
*Crypturellus parvirostris**	Inhambu-chororó	O	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
*Rhynchotus rufescens**	Perdiz	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Nothura maculosa	Codorna-do-nordeste	COL	1, 2, 3, 4, 6, 7	PEJ
Nothura boraquira	Codorna-amarela	-	-	APA
Taoniscus nanus	Inhambu-carapé	O	1, 3, 6	PEJ
Anseriformes				
Anhimidae				
Anhima cornuta	Anhuma	-	-	APA
Anatidae				
Dendrocygna viduata	Irerê	O	3, 6	APA, PEJ
Dendrocygna autumnalis	Asa-branca	-	-	APA
Cairina moschata	Pato-do-mato	O	3	PEJ
Sarkidiornis sylvicola	Pato-de-crista	COL	2, 3, 4, 6, 7	APA
Amazonetta brasiliensis	Pé-vermelho	-	-	APA, PEJ
Netta erythrophthalma	Paturi-preta	-	-	APA
Mergus octosetaceus	Pato-mergulhão	O	Nogueira, com. pess.	PEJ
Nomonyx dominica	Marreca-de-bico-roxo	-	-	APA
Galliformes				
Cracidae				
Ortalis superciliaris	Aracuã-de-sobrancelhas	-	-	APA
Penelope superciliaris	Jacupemba	COL	1, 3, 6	APA, PEJ
Penelope jacucaca	Jacucaca	-	-	APA
Crax fasciolata	Mutum-de-penacho	-	-	PEJ
Podicipediformes				
Podicipedidae				
Tachybaptus dominicus	Mergulhão-pequeno	-	-	APA, PEJ
Podilymbus podiceps	Mergulhão-caçador	-	-	APA, PEJ
Pelecaniformes				
Phalacrocoracidae				
Phalacrocorax brasilianus	Biguá	O	1	APA, PEJ
Anhingidae				
Anhinga anhinga	Biguatinga	O	1	PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Ciconiiformes				
Ardeidae				
Tigrisoma lineatum	Socó-boi	O	3	APA, PEJ
Nycticorax nycticorax	Savacu	-	-	APA
Ixobrychus exilis	Socoí-vermelho	-	-	APA
Butorides striata	Socozinho	COL	1, 2, 3	APA, PEJ
Bubulcus ibis	Garça-vaqueira	O	3	APA, PEJ
Ardea cocoi	Garça-moura	-	-	PEJ
Ardea alba	Garça-branca-grande	O	3	APA, PEJ
Syrigma sibilatrix	Maria-faceira	O	2, 4, 6	-
Egretta thula	Garça-branca-pequena	-	-	APA, PEJ
Cochleariidae				
Cochlearius cochlarius	Arapapá	-	-	APA
Threskiornithidae				
Mesembrinibis cayennensis	Coró-coró	O	3	PEJ
Phimosus infuscatus	Tapicuru-de-cara-pelada	-	-	APA
*Theristicus caudatus**	Curicaca	O	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Ciconiidae				
Mycteria americana	Cabeça-seca	-	-	PEJ
Cathartiformes				
Cathartidae				
Cathartes aura	Urubu-de-cabeça-vermelha	COL	1, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Cathartes burrovianus	Urubu-de-cabeça-amarela	COL	1, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Coragyps atratus	Urubu-de-cabeça-preta	O	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Sarcoramphus papa	Urubu-rei	O	1, 2, 4	APA, PEJ
Falconiformes				
Accipitridae				
Chondrohierax uncinatus	Caracoleiro	COL	2, 4, 5, 6	-
Elanoides forficatus	Gavião-tesoura	O	1, 3	APA, PEJ
Gampsonyx swainsonii	Gaviãozinho	-	-	APA, PEJ
Elanus leucurus	Gavião-peneira	O	3, 6	APA, PEJ
Rostrhamus sociabilis	Gavião-caramujeiro	-	-	APA
Ictinia plumbea	Sovi	O	2, 4, 6	PEJ
Accipiter striatus	Gavião-miúdo	COL	1, 3	-
Buteogallus urubitinga	Gavião-preto	O	1	PEJ
Heterospizias meridionalis	Gavião-caboclo	O	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Rupornis magnirostris	Gavião-carijó	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Buteo albicaudatus	Gavião-de-rabo-branco	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Buteo melanoleucus	Águia-chilena	COL	3, 4	APA, PEJ
Buteo nitidus	Gavião-pedrês	O	3, 6	PEJ
Busarellus nigricollis	Gavião-belo	-	-	PEJ
Harpyhaliaetus coronatus	Águia-cinzenta	-	-	PEJ
Geranospiza caerulescens	Gavião-pernilongo	-	-	APA, PEJ
Spizaetus melanoleucus	Gavião-pato	O	5	-
Falconidae				
Caracara plancus	Caracará	COL	1, 2, 3, 5, 6, 8	APA, PEJ
Ibycter americanus	Gralhão	-	-	PEJ
Milvago chimachima	Carrapateiro	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Herpetotheres cachinnans	Acauã	O	1, 3, 6	APA, PEJ
Falco sparverius	Quiriquiri	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Falco rufigularis	Cauré	O	1	APA, PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Falco femoralis	Falcão-de-coleira	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	APA, PEJ
Gruiformes				
Aramidae				
Aramus guarauna	Carão	-	-	APA
Rallidae				
Aramides cajanea	Saracura-três-potes	O	1, 2	APA, PEJ
Laterallus viridis	Sanã-castanha	COL	3, 5	PEJ
Laterallus melanophaius	Sanã-parda	-	-	APA
Porzana albicollis	Sanã-carijó	AU	2, 3	PEJ
Gallinula chloropus	Frango-d'água-comum	O	3	APA
Porphyrio martinica	Frango-d'água-azul	-	-	APA
Cariamidae				
*Cariama cristata**	Seriema	O	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Charadriiformes				
Charadriidae				
Vanellus chilensis	Batuíra-de-esporão	COL	1, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Vanellus cayanus	Quero-quero	-	-	APA, PEJ
Charadrius cf. *wilsonia*	Batuíra-bicuda	-	-	PEJ
Recurvirostridae				
Himantopus himantopus	-	-	-	APA
Scolopacidae				
Actitis macularius	Maçarico-pintado	-	-	APA
Gallinago undulata	Narcejão	AU	1, 3, 6	APA
Tringa solitaria	Maçarico-solitário	COL	3, 6	-
Jacanidae				
Jacana jacana	Jaçanã	O	1, 3	APA, PEJ
Columbiformes				
Columbidae				
Columbina minuta	Rolinha-de-asa-canela	O	1, 2, 3, 4, 6	APA, PEJ
Columbina talpacoti	Rolinha-roxa	O	1, 3, 5	APA, PEJ
*Columbina squammata**	Fogo-apagou	COL	1, 3, 5	APA, PEJ
Columbina picui	Rolinha-picui	O	3	APA, PEJ
Uropelia campestris	Rolinha-vaqueira	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Claravis pretiosa	Pararu-azul	-	-	APA
Columba livia	Pombo-doméstico	-	-	APA
Patagioenas speciosa	Pomba-trocal	O	1	-
Patagioenas picazuro	Pombão	O	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Patagioenas cayennensis	Pomba-galega	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Patagioenas plumbea	Pomba-amargosa	O	2, 4, 6	PEJ
Zenaida auriculata	Pomba-de-bando	O	1, 2, 4, 6	APA, PEJ
*Leptotila verreauxi**	Juriti-pupu	O	1	APA, PEJ
*Leptotila rufaxilla**	Juriti-gemedeira	COL	1, 3, 6	PEJ
Psittaciformes				
Psittacidae				
Anodorhynchus hyacinthinus	Arara-azul-grande	O	1, 3, 6	APA, PEJ
*Ara ararauna**	Arara-canindé	COL	1, 3, 6	APA, PEJ
Ara chloropterus	Arara-vermelha-grande	O	1	APA, PEJ
Orthopsittaca manilata	Maracanã-do-buriti	COL	1, 3	PEJ
Primolius maracana	Maracanã-verdadeira	-	-	APA
Diopsittaca nobilis	Maracanã-pequena	O	1	APA, PEJ
*Aratinga acuticaudata**	Aratinga-de-testa-azul	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Aratinga leucophthalma	Periquitão-maracanã	O	3	PEJ
Aratinga jandaya	Jandaia-verdadeira	-	-	APA, PEJ
*Aratinga aurea**	Periquito-rei	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Forpus xanthopterygius	Tuim	-	-	APA, PEJ
Brotogeris chiriri	Periquito-de-encontro-amarelo	COL	1, 3, 6	APA, PEJ
*Alipiopsitta xanthops**	Papagaio-galego	COL	1, 5	APA, PEJ
Pionus menstruus	Maitaca-de-cabeça-azul	O	3, 6	-
Pionus maximiliani	Maitaca-verde	-	-	APA
Amazona aestiva	Papagaio-verdadeiro	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Amazona amazonica**	Curica	O	1	APA
Cuculiformes				
Cuculidae				
Piaya cayana	Alma-de-gato	O	1, 3, 6	APA, PEJ
Coccyzus melacoryphus	Papa-lagarta-acanelado	O	2, 4, 6	-
Crotophaga major	Anu-coroca	O	3	APA, PEJ
Crotophaga ani	Anu-preto	O	1, 3	APA, PEJ
Guira guira	Anu-branco	O	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Tapera naevia	Saci	O	1, 3	APA, PEJ
Dromococcyx phasianellus	Peixe-frito-verdadeiro	-	-	APA
Strigiformes				
Tytonidae				
Tyto alba	Coruja-da-igreja	O	7	APA, PEJ
Strigidae				
Megascops choliba	Corujinha-do-mato	AU	1	APA, PEJ
Bubo virginianus	Jacurutu	-	-	PEJ
Strix huhula	Coruja-preta	-	-	APA
*Glaucidium brasilianum**	Caburé	COL	1, 5	APA, PEJ
Athene cunicularia	Coruja-buraqueira	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Asio clamator	Coruja-orelhuda	COL	1	PEJ
Asio flammeus	Mocho-dos-banhados	COL	7	-
Caprimulgiformes				
Nyctibiidae				
Nyctibius griseus	Mãe-da-lua	AU	1	PEJ
Caprimulgidae				
Lurocalis semitorquatus	Tuju	AU	6	PEJ
*Chordeiles pusillus**	Bacurauzinho	COL	1, 3, 5, 6	PEJ
Podager nacunda	Corucão	O	1	APA, PEJ
*Nyctidromus albicollis**	Bacurau	COL	1, 3, 5	APA, PEJ
Caprimulgus rufus	João-corta-pau	AU	1	PEJ
Caprimulgus longirostris	Bacurau-da-telha	COL	5	-
Caprimulgus parvulus	Bacurau-chintã	-	-	PEJ
Hydropsalis torquata	Bacurau-tesoura	COL	1, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Apodiformes				
Apodidae				
Streptoprocne zonaris	Taperuçu-de-coleira-branca	-	-	APA, PEJ
Cypseloides senex	Taperuçu-velho	-	-	PEJ
Cypseloides sp.	-	O	1	-
Chaetura meridionalis	Andorinhão-do-temporal	O	1, 3, 5, 6	PEJ
Tachornis squamata	Tesourinha	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Trochilidae				
*Phaethornis pretrei**	Rabo-branco-acanelado	O	1, 2, 3, 5	APA, PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Phaethornis ruber	Rabo-branco-rubro	-	-	PEJ
Campylopterus largipennis	Asa-de-sabre-cinza	-	-	APA
Eupetomena macroura	Beija-flor-tesoura	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Colibri serrirostris	Beija-flor-de-orelha-violeta	-	-	APA
Anthracothorax nigricollis	Beija-flor-de-veste-preta	COL	1, 2	-
Chrysolampis mosquitus	Beija-flor-vermelho	COL	1	APA
Chlorostilbon lucidus	Besourinho-de-bico-vermelho	O	1, 3, 6	APA, PEJ
Thalurania furcata	Beija-flor-tesoura-verde	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Amazilia fimbriata	Beija-flor-de-garganta-verde	-	-	APA, PEJ
*Heliactin bilophus**	Chifre-de-ouro	COL	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Calliphlox amethystina	Estrelinha-ametista	O	1	PEJ
Trogoniformes				
Trogonidae				
Trogon curucui	Surucuá-de-barriga-vermelha	-	-	APA, PEJ
Coraciiformes				
Alcedinidae				
Megaceryle torquata	Martim-pescador-grande	-	-	APA, PEJ
Chloroceryle amazona	Martim-pescador-verde	O	1, 2, 5	APA, PEJ
Chloroceryle aenea	Martinho	COL	1, 2, 5	-
Chloroceryle americana	Martim-pescador-pequeno	O	1, 2	APA, PEJ
Momotidae				
Momotus momota	Udu-de-coroa-azul	O	2, 4, 6	PEJ
Galbuliformes				
Galbulidae				
Galbula ruficauda	Ariramba-de-cauda-ruiva	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Bucconidae				
Nystalus chacuru	João-bobo	COL	1, 2, 3, 4, 5, 6	APA, PEJ
Nystalus maculatus	Rapazinho-dos-velhos	-	-	APA, PEJ
Nonnula rubecula	Macuru	COL	2	APA
Monasa nigrifrons	Chora-chuva-preto	O	1	PEJ
Chelidoptera tenebrosa	Urubuzinho	-	-	PEJ
Piciformes				
Ramphastidae				
Ramphastos toco	Tucanuçu	O	1, 3, 6	APA, PEJ
Picidae				
Picumnus pygmaeus	Pica-pau-anão-pintado	-	-	APA
Picumnus albosquamatus	Pica-pau-anão-escamado	COL	2, 4, 6	PEJ
Picumnus sp.	-	COL	3, 5	-
Melanerpes candidus	Birro, pica-pau-branco	COL	1, 2, 5	APA, PEJ
Veniliornis passerinus	Picapauzinho-anão	COL	2, 3	APA
Veniliornis mixtus	Pica-pau-chorão	-	-	PEJ
Piculus chrysochloros	Pica-pau-dourado-escuro	O	3, 6	-
Colaptes melanochloros	Pica-pau-verde-barrado	COL	3, 6	APA, PEJ
Colaptes campestris	Pica-pau-do-campo	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Celeus flavescens**	Pica-pau-de-cabeça-amarela	COL	3, 5, 6	APA, PEJ
Celeus flavus	Pica-pau-amarelo	O	3	-
Dryocopus lineatus	Pica-pau-de-banda-branca	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Campephilus melanoleucos	Pica-pau-de-topete-vermelho	O	1, 2, 3	APA, PEJ
Passeriformes				
Melanopareiidae				
*Melanopareia torquata**	Tapaculo-de-colarinho	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Thamnophilidae				
Taraba major	Choró-boi	-	-	APA
Thamnophilus pelzelni	Choca-do-planalto	O	1, 2, 3	PEJ
Thamnophilus doliatus	Choca-barrada	-	-	APA, PEJ
*Thamnophilus torquatus**	Choca-de-asa-vermelha	COL	1, 2	APA, PEJ
*Herpsilochmus atricapillus**	Chorozinho-de-chapéu-preto	COL	2	APA, PEJ
*Herpsilochmus longirostris**	Chorozinho-de-bico-comprido	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Formicivora grisea	Papa-formiga-pardo	O	1, 2	APA, PEJ
*Formicivora rufa**	Papa-formiga-vermelho	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Formicivora melanogaster	Formigueiro-de-barriga-preta	-	-	PEJ
Dendrocolaptidae				
Sittasomus griseicapillus	Arapaçu-verde	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Dendrocolaptes platyrostris	Arapaçu-grande	COL	3, 5, 6	APA, PEJ
Xiphorhynchus picus	Arapaçu-de-bico-branco	COL	1	APA
Xiphorhynchus guttatus	Arapaçu-de-garganta-amarela	AU	2, 4, 6	PEJ
Lepidocolaptes angustirostris	Arapaçu-de-cerrado	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Campylorhamphus trochilirostris	Arapaçu-beija-flor	-	-	APA
Furnariidae				
Furnarius leucopus	Casaca-de-couro-amarelo	-	-	APA
Furnarius figulus	Casaca-de-couro-da-lama	-	-	APA
Furnarius rufus	João-de-barro	O	1	PEJ
*Synallaxis frontalis**	Petrim	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Synallaxis albescens**	Uí-pi	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Synallaxis scutata	Estrelinha-preta	-	-	APA
Certhiaxis cinnamomeus	Curutié	-	-	APA, PEJ
Cranioleuca vulpina	Arredio-do-rio	-	-	APA
Phacellodomus rufifrons	João-de-pau	COL	1, 4, 5	APA, PEJ
Phacellodomus ruber	Graveteiro	O	1	-
*Berlepschia rikeri**	Limpa-folha-do-buriti	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Xenops rutilans	Bico-virado-carijó	-	-	APA, PEJ
Tyrannidae				
Leptopogon amaurocephalus	Cabeçudo	O	1	APA, PEJ
Corythopis delalandi	Estalador	-	-	PEJ
*Hemitriccus striaticollis**	Sebinho-rajado-amarelo	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
*Hemitriccus margaritaceiventer**	Sebinho-de-olho-de-ouro	O	1	APA, PEJ
Poecilotriccus latirostris	Ferreirinho-de-cara-parda	O	5	-
Todirostrum cinereum	Ferreirinho-relógio	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Phyllomyias fasciatus	Piolhinho	AU	1	APA
Myiopagis viridicata	Guaracava-de-crista-alaranjada	-	-	APA, PEJ
Myiopagis gaimardii	Maria-pechim	O	1, 2	PEJ
*Elaenia flavogaster**	Guaracava-de-barriga-amarela	COL	1, 3, 5	APA, PEJ
Elaenia parvirostris	Guaracava-de-bico-curto	-	-	PEJ
Elaenia cristata	Guaracava-de-topete-uniforme	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Elaenia chiriquensis	Chibum	COL	1, 3, 5, 6	PEJ
Camptostoma obsoletum	Risadinha	COL	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Suiriri suiriri	Suiriri-cinzento	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Suiriri islerorum	Suiriri-da-chapada	COL	2, 4, 5, 6	-
Serpophaga nigricans	João-pobre	-	-	PEJ
Phaeomyias murina	Bagageiro	O	5	APA
Euscarthmus meloryphus	Barulhento	O	1	-
*Euscarthmus rufomarginatus**	Maria-corruíra	COL	1, 2, 3, 6	APA, PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Sublegatus modestus	Guaracava-modesta	COL	1, 3	APA, PEJ
Tolmomyias sulphurescens	Bico-chato-de-orelha-preta	-	-	PEJ
Tolmomyias flaviventris	Bico-chato-amarelo	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Platyrhinchus mystaceus	Patinho	-	-	PEJ
Myiophobus fasciatus	Filipe	AU	1, 3, 5, 6	PEJ
Myiobius barbatus	Assanhadinho	-	-	APA
Lathrotriccus euleri	Enferrujado	COL	1, 5	PEJ
Cnemotriccus fuscatus	Guaracavuçu	COL	5	APA, PEJ
Contopus cinereus	Papa-moscas-cinzento	-	-	APA
Pyrocephalus rubinus	Príncipe	-	-	APA, PEJ
Knipolegus franciscanus	Maria-preta-do-nordeste	COL	2	-
Xolmis cinereus	Primavera	O	1, 2, 3, 6	APA, PEJ
Xolmis velatus	Noivinha-branca	COL	1, 3, 4	PEJ
Fluvicola albiventer	Lavadeira-de-cara-branca	-	-	PEJ
Fluvicola nengeta	Lavadeira-mascarada	-	-	APA
Arundinicola leucocephala	Freirinha	O	1	APA, PEJ
Colonia colonus	Viuvinha	-	-	APA, PEJ
Satrapa icterophrys	Suiriri-pequeno	-	-	APA, PEJ
Hirundinea ferruginea	Gibão-de-couro	-	-	APA, PEJ
Machetornis rixosa	Suiriri-cavaleiro	O	2	APA
Legatus leucophaius	Bem-te-vi-pirata	O	1	PEJ
*Pitangus sulphuratus**	Bem-te-vi	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Philohydor lictor	Bentevizinho-do-brejo	O	1	APA, PEJ
Myiodynastes maculatus	Bem-te-vi-rajado	AU	1	APA, PEJ
Myiozetetes similis	Bentevizinho-de-penacho-vermelho	-	-	APA
Myiozetetes cayanensis	Bentevizinho-de-asa-ferrugínea	-	-	APA, PEJ
*Megarynchus pitangua**	Neinei	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Tyrannopsis sulphurea	Suiriri-de-garganta-rajada	COL	3, 5	-
Empidonomus varius	Peitica	O	1	PEJ
Griseotyrannus aurantioatrocristatus	Peitica-de-chapéu-preto	-	-	APA
Tyrannus albogularis	Suiriri-de-garganta-branca	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Tyrannus melancholicus	Suiriri	O	1, 5	APA, PEJ
Tyrannus savana	Tesourinha	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA
Sirystes sibilator	Gritador	O	1	PEJ
Casiornis rufus	Caneleiro	O	2, 4, 6	-
Casiornis fuscus	Caneleiro-enxofre	-	-	APA, PEJ
Myiarchus swainsoni	Irré	COL	1, 2	APA, PEJ
*Myiarchus ferox**	Maria-cavaleira	COL	1, 5	APA, PEJ
Myiarchus tyrannulus	Maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	O	2, 4, 6	APA, PEJ
Cotingidae				
*Procnias averano**	Araponga-do-nordeste	COL	3, 5	APA
Pipridae				
Neopelma pallescens	Fruxu-do-cerradão	AU	2, 4, 6	APA, PEJ
Antilophia galeata	Soldadinho	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Pipra fasciicauda	Uirapuru-laranja	-	-	PEJ
Tityridae				
Tityra inquisitor	Anambé-branco-de-bochecha-parda	-	-	APA, PEJ
Tityra cayana	Anambé-branco-de-rabo-preto	COL	3, 5	APA, PEJ
Pachyramphus viridis	Caneleiro-verde	-	-	APA, PEJ
Pachyramphus validus	Caneleiro-de-chapéu-preto	-	-	APA, PEJ
Pachyramphus polychopterus	Caneleiro-preto	AU	3	APA, PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Xenopsaris albinucha	Tijerila	-	-	APA
Vireonidae				
*Cyclarhis gujanensis**	Pitiguari	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Vireo olivaceus	Juruviara	AU	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Hylophilus amaurocephalus	Vite-vite-de-olho-cinza	-	-	APA
Hylophilus pectoralis	Vite-vite-de-cabeça-cinza	-	-	PEJ
Corvidae				
*Cyanocorax cristatellus**	Gralha-do-campo	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Cyanocorax cyanopogon	Gralha-cancã	COL	1, 2	APA, PEJ
Hirundinidae				
Tachycineta leucorrhoa	Andorinha-de-sobre-branco	O	3, 6	-
Tachycineta albiventer	Andorinha-do-rio	-	-	APA, PEJ
Progne tapera	Andorinha-do-campo	O	3	PEJ
Progne chalybea	Andorinha-doméstica-grande	O	1, 3, 6	APA, PEJ
Pygochelidon cyanoleuca	Andorinha-pequena-de-casa	-	-	PEJ
Stelgidopteryx ruficollis	Andorinha-serradora	O	1, 3	APA, PEJ
Hirundo rustica	Andorinha-de-bando	O	3	-
Troglodytidae				
Troglodytes musculus	Corruíra	COL	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Pheugopedius genibarbis	Garrinchão-pai-avô	AU	2, 4, 6	APA, PEJ
*Cantorchilus leucotis**	Garrinchão-de-barriga-vermelha	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Donacobiidae				
Donacobius atricapillus	Japacanim	-	-	APA, PEJ
Polioptilidae				
*Polioptila dumicola**	Balança-rabo-de-máscara	COL	1, 2, 3, 5, 6	PEJ
Polioptila plumbea	Balança-rabo-de-chapéu-preto	-	-	APA
Turdidae				
Turdus rufiventris	Sabiá-laranjeira	-	-	APA, PEJ
Turdus leucomelas	Sabiá-barranco	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Turdus amaurochalinus	Sabiá-poca	O	1	APA, PEJ
Turdus albicollis	Sabiá-coleira	-	-	PEJ
Mimidae				
*Mimus saturninus**	Sabiá-do-campo	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Coerebidae				
Coereba flaveola	Cambacica	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Thraupidae				
Saltator maximus	Tempera-viola	O	1	APA, PEJ
Saltator coerulescens	Sabiá-gongá	-	-	APA
Saltator similis	Trinca-ferro-verdadeiro	-	-	PEJ
*Saltatricula atricollis**	Bico-de-pimenta	COL	1, 3, 5	PEJ
Schistochlamys ruficapillus	Bico-de-veludo	-	-	APA, PEJ
Neothraupis fasciata	Cigarra-do-campo	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Compsothraupis loricata	Carretão	-	-	APA
Thlypopsis sordida	Saí-canário	-	-	APA
Cypsnagra hirundinacea	Bandoleta	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Tachyphonus rufus**	Pipira-preta	O	1	APA, PEJ
*Ramphocelus carbo**	Pipira-vermelha	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Thraupis sayaca	Sanhaçu-cinzento	O	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Thraupis palmarum**	Sanhaçu-do-coqueiro	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Tangara cayana	Saíra-amarela	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Tersina viridis	Saí-andorinha	-	-	PEJ

Apêndice 1. Continuação...

Táxon	Nome em português	REG	Localidade na EESG	UCs adjacentes
Dacnis cayana	Saí-azul	O	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
Cyanerpes cyaneus	Saíra-beija-flor	O	5	-
Hemithraupis guira	Saíra-de-papo-preto	COL	1	APA, PEJ
Conirostrum speciosum	Figuinha-de-rabo-castanho	-	-	APA, PEJ
Nemosia pileata	Saíra-de-chapéu-preto	-	-	APA, PEJ
Eucometis penicillata	Pipira-da-taoca	-	-	PEJ
Emberizidae				
Zonotrichia capensis	Tico-tico	COL	1, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Ammodramus humeralis**	Tico-tico-do-campo	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Ammodramus aurifrons	Cigarrinha-do-campo	-	-	PEJ
Porphyrospiza caerulescens	Campainha-azul	-	-	APA, PEJ
*Sicalis citrina**	Canário-rasteiro	O	1, 5	PEJ
Sicalis columbiana	Canário-do-amazonas	O	1	APA
Sicalis flaveola	Canário-da-terra-verdadeiro	-	-	APA
*Emberizoides herbicola**	Canário-do-campo	COL	1, 2, 3, 6	APA, PEJ
Volatinia jacarina	Tiziu	O	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
*Sporophila plumbea**	Patativa	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Sporophila lineola	Bigodinho	COL	3	APA
Sporophila nigricollis	Baiano	O	1, 5	APA, PEJ
Sporophila leucoptera	Chorão	COL	3	-
Sporophila bouvreuil	Caboclinho	O	3	-
Sporophila castaneiventris	Caboclinho-de-peito-castanho	O	1	-
*Sporophila angolensis**	Curió	COL	1, 3, 5	APA, PEJ
*Arremon taciturnus**	Tico-tico-de-bico-preto	O	1, 2	APA, PEJ
*Charitospiza eucosma**	Mineirinho	COL	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Coryphospingus pileatus	Tico-tico-rei-cinza	O	1	APA
Paroaria dominicana	Cardeal-do-nordeste	O	2, 4, 6	-
Cardinalidae				
*Piranga flava**	Sanhaçu-de-fogo	COL	1	APA, PEJ
Parulidae				
Parula pitiayumi	Mariquita	O	3, 6	APA, PEJ
*Geothlypis aequinoctialis**	Pia-cobra	O	1, 3	PEJ
Basileuterus culicivorus	Pula-pula	O	3, 6	APA
*Basileuterus flaveolus**	Canário-do-mato	COL	1, 2	APA, PEJ
Basileuterus hypoleucus	Pula-pula-de-barriga-branca	-	-	PEJ
*Basileuterus leucophrys**	Pula-pula-de-sobrancelha	COL	1	PEJ
Icteridae				
Psarocolius decumanus	Japu	O	1, 2	APA, PEJ
Cacicus cela	Xexéu	O	1	APA
*Icterus cayanensis**	Encontro	O	1, 5	APA, PEJ
Icterus jamacaii	Corrupião	-	-	APA
Gnorimopsar chopi	Graúna	COL	1, 2, 3, 5, 6	APA, PEJ
Agelaioides fringillarius	Asa-de-telha-pálido	O	3	APA
Molothrus bonariensis	Vira-bosta	-	-	APA, PEJ
Molothrus rufoaxillaris	Vira-bosta-picumã	O	3	-
Sturnella superciliaris	Polícia-inglesa-do-sul	COL	3, 7	-
Fringillidae				
Sporagra magellanica	Pintassilgo	COL	1, 5	APA, PEJ
*Euphonia chlorotica**	Fim-fim	O	1, 2, 3, 5	APA, PEJ
Passeridae				
Passer domesticus	Pardal	O	1	APA

Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil

Camila Duarte Ritter[1], Renata Lemes[2],

Ana Beatriz Barros de Morais[3, 5]& Cristian de Sales Dambros[4]

[1]Pós-graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Av. André Araújo, n. 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, AM, Brasil
[2]Pós-graduação em Biodiversidade Animal, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Faixa de Camobi, Km 09, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil
[3]Pós-graduação em Biodiversidade Animal, Departamento de Biologia, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Faixa de Camobi, Km 09, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil.
[4]Pós-graduação em Entomologia, Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Av. André Araújo, n. 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, AM, Brasil
[5]Autor para correspondência: Ana Beatriz Barros de Morais, e-mail: amorais@ccne.ufsm.br

RITTER, C.D., LEMES, R., MORAIS, A.B.B. & DAMBROS, C.S. **Butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea) from Mixed Ombrophilous Forest fragments, Rio Grande do Sul, Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?inventory+bn00511012011.

Abstract: The landscape of Campos de Cima da Serra region, at North of Rio Grande do Sul State, is fragmented and its biodiversity threatened due the impact of human activities. This study investigated the butterfly fauna in fragments of Mixed Ombrophilous Forest native vegetation (VN) and anthropic area (AA) at Soledade and Mormaço municipalities. 1,181 butterflies were registered and distributed in 125 species, after 108 net-hours through active search sampling with entomological net. VN registered 72 species and 470 individuals, while AA had 89 and 711, respectively. *Heliconius erato phyllis* (Fabricius, 1775), *Biblis hyperia nectanabis* (Fruhstorfer, 1909) and *Dryas iulia alcionea* (Cramer, 1779) were the three most abundant species in general and in AA, while *Strephonota elika* (Hewitson, 1867), *H. erato phyllis* and *Morpho helenor achillides* C. Felder & R. Felder, 1867 were the most abundant in VN. Thirty-three species are considered new records for Mixed Ombrophilous Forest in Rio Grande do Sul State. The results show the contribution of butterfly rapid inventories as source of subsidies to biodiversity conservation.
Keywords: *Araucaria forest, butterfly conservation, inventory, Nymphalidae, species richness.*

RITTER, C.D., LEMES, R., MORAIS, A.B.B. & DAMBROS, C.S. **Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?inventory+bn00511012011.

Resumo: A paisagem da região dos Campos de Cima da Serra, localizada no Norte do Rio Grande do Sul, encontra-se fragmentada e sua biodiversidade ameaçada devido ao impacto das atividades humanas. Esse trabalho investigou a fauna de borboletas em fragmentos de vegetação nativa (VN) e área antrópica (AA) de Floresta Ombrófila Mista nos municípios de Soledade e Mormaço. Em 108 horas-rede, foram registradas 1.181 borboletas distribuídas em 125 espécies, através de procura ativa com rede entomológica. VN registrou 72 espécies e 470 indivíduos, enquanto AA apresentou 89 e 711, respectivamente. *Heliconius erato phyllis* (Fabricius, 1775), *Biblis hyperia nectanabis* (Fruhstorfer, 1909) e *Dryas iulia alcionea* (Cramer, 1779) foram as três espécies mais abundantes no geral e em AA, enquanto *Strephonota elika* (Hewitson, 1867), *H. erato phyllis* e *Morpho helenor achillides* C. Felder & R. Felder, 1867 foram as mais abundantes em VN. Trinta e três espécies constituem-se em novos registros para a Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul. Os resultados mostram a contribuição de inventários relativamente rápidos de borboletas como fonte de subsídios para conservação de biodiversidade.
Palavras-chave: *floresta de Araucária, conservação de borboletas, inventário, Nymphalidae, riqueza de espécies.*

Introdução

As borboletas compreendem entre 17.280 a 19.238 espécies descritas no mundo das quais estima-se que 7.784 a 7.927 tenham distribuição neotropical (Lamas 2008). No Brasil, encontra-se quase metade dessa riqueza, entre 3.100 (Beccaloni & Gaston 1995) a 3.288 espécies (Brown Jr. & Freitas 1999). Considerando a distribuição local dessa fauna, tanto a riqueza, abundância e composição das assembleias de borboletas podem ser influenciadas por condições de heterogeneidade ambiental e influência antropogênica (Tumuhimbise et al. 2001, Dennis et al. 2003, Dessuy & Morais 2007). Esses insetos respondem rapidamente às perturbações ambientais sendo considerados bioindicadores, por serem fiéis aos seus microhabitats e especialistas em recursos (plantas hospedeiras, por exemplo), além de serem carismáticos e utilizados como "bandeiras" para conservação (Otero & Brown Jr. 1986, Brown Jr. 1997, New 1997, Freitas et al. 2003, Specht et al. 2003). Nesse cenário, inventários de biodiversidade são importantes fontes de informação para o conhecimento, restauração e manutenção da composição, estrutura e funcionamento de suas comunidades naturais (Brown Jr.& Freitas 2000, Freitas et al. 2006, Bond-Buckup 2008, Santos et al. 2008).

O bioma Mata Atlântica, presente em 17 estados litorâneos brasileiros, e considerado um dos hotspots mundiais pela sua grande biodiversidade e nível de ameaça, atualmente apresenta apenas 7% de sua formação original devido a atividades decorrentes da ocupação populacional como urbanização desenfreada, industrialização, agricultura e turismo (Bond-Buckup 2008). No extremo sul dos domínios desse bioma, encontra-se a região denominada Campos de Cima da Serra, localizada nas áreas do Planalto Meridional próximas ao limite dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Bond-Buckup 2008, Boldrini 2009). O tipo de vegetação florestal típico é denominado Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucária), caracterizado por florestas com predominância de *Araucaria* distribuídas em mosaico com grandes extensões de campos nativos de altitude, cujos limites ambientais são definidos por mecanismos de fogo ou balanço hídrico (Quadros & Pillar 2002, Bond-Buckup 2008, Boldrini 2009). Devido ao impacto das atividades humanas na região, decorrente principalmente de atividades agropecuárias, atualmente a paisagem encontra-se muito fragmentada e sua biodiversidade ameaçada (Périco et al. 2005, Bond-Buckup & Dreier 2008).

Estudos anteriores com borboletas nas florestas de Araucária da região dos Campos de Cima da Serra concentraram-se principalmente em duas áreas de conservação localizadas no município de São Francisco de Paula, uma delas particular, o Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata PUCRS e outra pública, integrante do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a Floresta Nacional de São Francisco de Paula (Teston & Corseuil 1999, 2000, 2002, Corseuil et al. 2004, Grazia et al. 2008, Romanowski et al. 2009, Iserhard et al. 2010). No total, esses estudos obtiveram registro de ocorrência de 290 espécies de borboletas, algumas das quais consideradas novos registros para o Rio Grande do Sul (Iserhard et al. 2010). Considerando a existência de outros fragmentos de Floresta Ombrófila Mista na região, fora de Unidades de Conservação porém capazes de abrigar parte da biodiversidade local, os objetivos do presente trabalho são investigar a fauna de borboletas presente em matas nativa e modificada nos municípios de Mormaço e Soledade, Rio Grande do Sul, e comparar com as listas de espécies de São Francisco de Paula, aumentando assim o conhecimento da fauna de borboletas desta região e do estado.

Material e Métodos

1. Área de estudo

Os municípios de Soledade e Mormaço localizam-se no norte do Rio Grande do Sul, na formação denominada Alto da Serra do Botucaraí, região dos Campos de Cima da Serra, com aproximadamente 720 m de altitude (Périco et al. 2005), e a uma distância aproximada de 290 km a oeste de São Francisco de Paula. O clima é temperado perúmido, com temperatura média anual de 16,9 °C e precipitação média anual de 1986 mm (Maluf 2000).

A primeira área amostral constitui-se em fragmento de aproximadamente 100 ha de Floresta Ombrófila Mista (28º 42' 22" S e 52º 36' 89" W), circundado por lavoura de soja, próximo a um balneário do Rio Espraiado em Soledade, e denominada área de vegetação nativa (VN). A espécie arbórea emergente no estrato superior é *Araucaria angustifolia* Kuntze, com presença de outras espécies de famílias como Lauraceae, Aquifoliaceae e Sapindaceae, as quais representam 60 a 70% do estrato superior da floresta (Quadros & Pillar 2002, Wagner et al. 2008). O estrato inferior compõe-se de Mirtaceae, Podocarpaceae e Fabaceae, com componente herbáceo rico em serapilheira e espécies de Poaceae, Rubiaceae e Apiaceae (Quadros & Pillar 2002, Wagner et al. 2008). A segunda área, denominada área antrópica (AA), localiza-se a 7 km de distância em uma propriedade privada de 25 ha em Mormaço (28º 41' 05" S e 52º 36' 17" W) e apresenta fisionomia vegetal em mosaico abrangendo muitas espécies frutíferas exóticas (Rosaceae, Rutaceae e Juglandaceae, dentre outras), espécies ornamentais de jardim (Ericaceae) e manchas de vegetação secundária, bambuzais, gramado e plantações de *Eucalyptus* e *Araucaria*. Nessa propriedade também há presença de pequenos açudes e animais domésticos de criação.

2. Amostragem

No período entre maio de 2007 e maio de 2008, foram realizadas seis amostragens bimestrais, através de procura ativa com rede entomológica, durante o percurso de trilhas nos horários de maior atividade das borboletas, entre às 11h30 e 14h30, de acordo com o padrão descrito em Paz et al. (2008). O esforço amostral foi de 3h-rede, com três amostradores, totalizando 9 horas em cada área por ocasião amostral.

As borboletas avistadas foram registradas e/ou coletadas, identificadas e posteriormente liberadas. Quando não era possível a identificação em campo, elas foram acondicionadas em envelopes entomológicos e levadas ao Laboratório de Interações Inseto-Planta da Universidade Federal de Santa Maria para identificação através de bibliografia especializada (Brown Jr. 1992, Tyler et al. 1994, De Vries 1987, 1997, Canals 2000, 2003) e/ou consultas a coleções de referência regionais e especialistas. Todos exemplares coletados foram depositados na coleção de referência do referido laboratório. A nomenclatura seguiu Lamas (2004) e Mielke (2005).

3. Análise dos dados

Foram analisados os valores total e por área amostral de abundância (N) e riqueza (S) de espécies de borboletas. Também foi obtido o número cumulativo de espécies novas durante as amostragens através de curvas de suficiência amostral com uso do programa EstimateS 8.0 (Colwell 2007). Foram consideradas "abundantes" as espécies que apresentaram as maiores frequências absolutas, e "dominantes" aquelas com frequência relativa maior que 10% ($fr > 0,1$).

Resultados e Discussão

Em 108 horas-rede, foram observadas 1.181 borboletas distribuídas em 125 espécies e seis famílias (Tabela 1). Comparando as duas áreas, VN registrou 72 espécies e 470 indivíduos, enquanto AA apresentou maior riqueza e abundância, com 89 espécies e 711 indivíduos respectivamente (Tabela 1). De acordo com a Figura 1, no entanto, o número cumulativo de espécies ainda não estabilizou e um maior esforço de amostragem poderá aumentar a riqueza local de borboletas.

Tabela 1. Riqueza de espécies (S), abundância (N), e novos registros (*) para a Floresta Ombrófila Mista, municípios de Mormaço e Soledade, Rio Grande do Sul, de maio de 2007 a maio de 2008. + registrado fora das trilhas amostrais; VN, vegetação nativa; AA, area antrópica.

Table 1. Butterfly richness (S), abundance (N), and new records (*) for Mixed Ombrophilous Forest, Mormaço and Soledade municipalities, Rio Grande do Sul, May 2007 to May 2008. + registered outside sampling trails; VN, native vegetation; (AA) anthropic area.

	VN	AA	N
HESPERIIDAE (S = 20)			
Pyrginae (S = 18)			
Achlyodes busirus (Cramer, 1779)	-	1	1
Achlyodes mithridates thraso (Hübner, 1807)	5	1	6
Astraptes elorus (Hewitson, 1867)*	1	-	1
Astraptes sp Hübner, 1819	1	-	1
Autochton zarex (Hübner, 1818)	-	1	1
Carrhenes canescens pallida Röber, 1925*	-	2	2
Celaenorrhinus eligius punctiger (Burmeister, 1878)	11	-	11
Milanion leucaspis (Mabille, 1878)	1	-	1
Phocides pialia pialia (Hewitson, 1857)	1	-	1
Pyrgus orcus (Stoll, 1780)	-	32	32
Pyrgus orcynoides (Giacomelli, 1928)*	-	1	1
Staphylus ascalon (Staudinger, 1876)*	1	-	1
Trina geometrina geometrina (C. Felder & R. Felder, 1867)	1	2	3
Urbanus doryssus albicuspis (Herrich-Schäffer, 1869)*	1	-	1
Urbanus simplicius (Stoll, 1790)	-	3	3
Urbanus teleus (Hübner,1821)	4	9	13
Xenophanes tryxus (Stoll, 1780)*	6	3	9
Zera hyacinthinus (Mabille, 1877)*	-	1	1
Hesperiinae (S = 2)			
Lycas argentea (Hewitson, 1866)*	-	1	1
Vehilius clavicula (Plötz, 1884)	1	-	1
PAPILIONIDAE (S = 9)			
Papilioninae (S = 9)			
Battus polydamas polydamas (Linnaeus, 1758)	-	1	1
Heraclides astyalus astyalus (Godart, 1819)	4	4	8
Heraclides hectorides (Esper, 1794)	5	-	5
Heraclides thoas brasiliensis (Rothschild & Jordan, 1906)	-	3	3
Parides agavus (Drury, 1782)	5	2	7
Parides bunichus (Hübner, 1821)*	-	5	5
Protesilaus stenodesmus (Rothschild & Jordan, 1906)*	-	1	1
Pterourus scamander scamander (Boisduval, 1836)	-	1	1
Mimoides lysithous eupatorion (Lucas, 1859)	1	2	3
PIERIDAE (S = 11)			
Coliadinae (S = 8)			
Eurema albula sinoe (Godart, 1819)	-	8	8
Eurema arbela Geyer, 1832	-	1	1
Eurema deva deva (Doubleday, 1847)	-	37	37
Eurema elathea flavescens (Chavannes, 1850)	-	1	1
Phoebis neocypris neocypris (Hübner, 1823)	22	21	43
Phoebis philea philea (Linnaeus, 1763)	-	7	7
Phoebis sennae marcelina (Cramer, 1777)	3	3	6
Rhabdodryas trite banksi (Breyer, 1939)	-	1	1
Pierinae (S = 2)			
Ascia monuste (Linnaeus, 1764)	-	2	2
Tatochila autodice (Hübner, 1818)*	-	1	1
Dismorphiinae (S = 1)			
Pseudopieris nehemia (Boisduval, 1836)	20	3	23

Tabela 1. Continuação...

	VN	AA	N
LYCAENIDAE (S = 11)			
Theclinae (S = 9)			
Arawacus meliboeus (Fabricius, 1793)	-	3	3
Calycopis caulonia (Hewitson, 1877)	5	2	7
Cyanophrys remus (Hewitson, 1868)	-	1	1
Laothus phydela (Hewitson, 1867)	-	1	1
Panthiades hebraeus (Hewitson, 1867)*	2	-	2
Parrhasius polibetes (Stoll, 1781)*+			1
Siderus giapor (Schaus, 1902)*	-	1	1
Strephonota elika (Hewitson, 1867)*	44	-	44
Strymon eurytulus (Hübner, 1819)	-	4	4
Polyommatinae (S = 2)			
Leptotes cassius (Cramer, 1775)	-	1	1
Zizula cyna (W. H. Edwards, 1881)	-	1	1
RIODINIDAE (S = 12)			
Riodininae (S = 11)			
Calephelis aymaran Mc Alpine, 1971*	1	3	4
Chamaelimnas briola meridionalis Lathy, 1932*	1	-	1
Charis cadytis Hewitson, 1866	12	2	14
Chorinea licursis (Fabricius, 1775)*	1	-	1
Emesis melancholica Stichel 1916	2	1	3
Melanis smithiae (Westwood, 1851)	14	-	14
Melanis xenia (Hewitson, 1853)*	1	1	2
Mesene epaphus (Stoll, 1780)	-	3	3
Napaea orpheus (Westwood, 1851)*	1	-	1
Riodina lycisca (Hewitson, 1863)*	1	-	1
Synargis axenus (Hewitson, 1876)	-	1	1
Euselasiinae (S = 1)			
*Euselasia hygenius occulta S*tichel, 1919*	1	-	1
NYMPHALIDAE (S = 62)			
Nymphalinae (S = 14)			
Anartia amathea roeselia (Eschscholtz, 1821)	-	21	21
Chlosyne lacinia saundersi (Doubleday, 1847)*	-	5	5
Eresia lansdorfi (Godart, 1819)	1	-	1
Hypanartia bella (Fabricius, 1793)	-	6	6
Hypanartia lethe (Fabricius, 1793)	-	4	4
Junonia evarete (Cramer, 1779)	-	30	30
Ortilia dicoma (Hewitson, 1864)	1	-	1
Ortilia orthia (Hewitson, 1864)	8	1	9
Siproeta epaphus trayja Hübner, 1823	14	-	14
Siproeta stelenes meridionalis (Fruhstorfer, 1909)	2	-	2
Smyrna blomfildia (Fabricius, 1781)	1	-	1
Tegosa claudina (Eschscholtz, 1821)	2	6	8
Tegosa orobia orobia (Hewitson, 1864)	-	1	1
Vanessa braziliensis (Moore, 1883)	-	20	20
Biblidinae (S = 12)			
Biblis hyperia nectanabis (Fruhstorfer, 1909)	15	70	85
Callicore pygas thamyras (Ménétriés, 1857)*	2	-	2
Cybdelis phaesyla (Hübner, 1831)*	9	-	9
Diaethria candrena candrena (Godart, 1824)*	1	5	6
Dynamine agacles agacles (Dalman, 1823)*	-	7	7

Tabela 1. Continuação...

	VN	AA	N
Dynamine athemon (Linnaeus, 1758)	1	-	1
Dynamine myrrhina (Doubleday, 1849)	23	4	27
Dynamine postverta postverta (Cramer, 1779)*	-	2	2
Epiphile hubneri Hewitson, 1861	1	-	1
Eunica eburnea Fruhstorfer, 1907	2	19	21
Hamadryas epinome (C.Felder & R.Felder, 1867)	1	12	13
Hamadryas februa (Hübner, 1823)*	-	10	10
Satyrinae (S = 12)			
Eteona tisiphone (Boisduval, 1836)	1	-	1
Forsterinaria necys (Godart, 1824)	2	-	2
Hermeuptychia hermes (Fabricius, 1775)	13	33	46
Moneuptychia paeon (Godart, 1824)	3	-	3
Moneuptychia soter (Butler, 1877)	-	1	1
Paryphthimoides phronius (Godart, 1824)	-	1	1
Paryphthimoides poltys (Prittwitz, 1865)*	3	12	15
Pharneuptychia innocentia (C. Felder & R. Felder, 1867)	-	1	1
Pseudodebis euptychidia (Butler, 1868)*	4	-	4
Yphthimoides celmis (Godart, 1824)*	5	12	17
Yphthimoides straminea (Butler, 1867)	-	4	4
Yphthimoides sp. Forster, 1964	-	1	1
Heliconiinae (S = 6)			
Actinote sp. Hübner, [1819]	-	1	1
Agraulis vanillae maculosa (Stichel, 1908)	-	4	4
Dryas iulia alcionea (Cramer, 1779)	11	61	72
Euptoieta claudia (Cramer, 1775)	-	34	34
Heliconius erato phyllis (Fabricius, 1775)	39	82	121
Heliconius ethilla narcaea Godart, 1819	2	3	5
Ithomiinae (S = 6)			
Dircenna dero celtina Burmeister, 1878	-	3	3
Episcada hymenaea hymenaea (Prittwitz, 1865)	5	5	10
Epityches eupompe (Geyer, 1832)	5	12	17
Mechanitis lysimnia lysimnia (Fabricius, 1793)	17	3	20
Methona themisto (Hübner, 1818)	5	-	5
Pseudoscada erruca (Hewitson, 1855)	35	4	39
Morphinae (S = 4)			
Eryphanis reevesii (Doubleday, 1849)	1	-	1
Morpho aega aega (Hübner, 1822)	37	12	49
Morpho epistrophus catenaria (Perry, 1811)	2	-	2
Morpho helenor achillides C.Felder & R.Felder, 1867*	2	2	4
Limenitidinae (S = 3)			
Adelpha mythra (Godart, 1824)	1	1	2
Adelpha syma (Godart, 1824)	3	4	7
Adelpha zea (Hewitson, 1850)	-	2	2
Apaturinae (S = 2)			
Doxocopa laurentia laurentia (Godart, 1824)	8	1	9
Doxocopa zunilda (Godart, 1824)	-	1	1
Danainae (S = 2)			
Danaus erippus (Cramer, 1775)	-	2	2
Lycorea ilione (Cramer, 1775)	1	-	1
Charaxinae (S = 1)			
Memphis moruus (Fabricius, 1775)	1	-	1

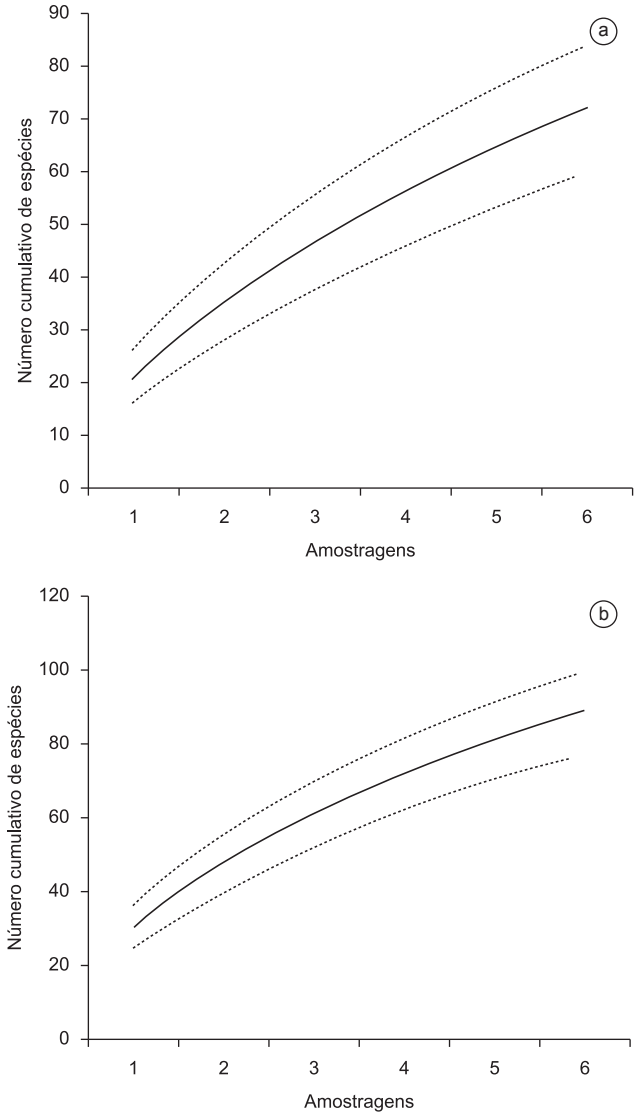

Figura 1. Número cumulativo de espécies de borboletas registradas em seis ocasiões amostrais, com intervalos de confiança de 95%, nos a) fragmentos de Vegetação Nativa (VN); e b) área Antrópica (AA), municípios de Soledade e Mormaço, RS, de maio de 2007 a maio de 2008.

Figure 1. Cumulative number of butterfly species registered on six sampling occasions, with 95% confidence intervals, at a) native vegetation (VN); and b) Anthropic Area (AA) fragments, Soledade and Mormaço municipalities, RS, from May 2007 to May 2008.

No total, Nymphalidae foi a família mais abundante (69,0% dos indivíduos), seguida de Pieridae (11,0%), Hesperiidae (7,7%), Lycaenidae (5,5%) Riodinidae (3,9%) e Papilionidae (2,9%) (Tabela 1), mostrando a mesma tendência de representatividade encontrada para o estado com um todo (Morais et al. 2007), apenas com inversão na ordem de Pieridae e Hesperiidae. Comparando por áreas, Nymphalidae também foi a família mais representativa em ambas, provavelmente devido a sua maior diversificação de hábitos e morfologia (Brown Jr. & Freitas Jr. 1999, Lamas 2004). Depois dela, seguiram-se Lycaenidae, Pieridae, Hesperiidae, Riodinidae e Papilionidae em VN e Pieridae, Hesperiidae, Papilionidae, Lycaenidae e Riodinidae em AA, (Tabela 1). *Strephonota elika* (Hewitson, 1867) é uma unicata, tendo sido observada exclusivamente em fevereiro de 2008 em VN e representou a maioria (86%) dos licenídeos registrados, corroborando o comportamento de migrações sazonais e agregações locais dos licenídeos (Brown Jr. 1992, Brown Jr. & Freitas 2000).

Em relação à riqueza total, a maioria das espécies também pertence a Nymphalidae (49,6%), seguida de Hesperiidae (16,0%), Riodinidae (9,6%), Pieridae (8,8%) e Lycaenidae (8,8%), e Papilionidae (7,2%) (Tabela 1). Somando os valores de riqueza de Lycaenidae e Riodinidae aqui obtidos, para permitir comparações com outros trabalhos, esse grupo fica em segundo lugar em representatividade (18,4%). Esses resultados diferem dos encontrados por Brown Jr. & Freitas (1999), que citam Lycaenidae (incluindo Riodinidae como subfamília) e Hesperiidae como as famílias mais ricas em espécies no Brasil e aproximam-se aos de Morais et al. (2007) para o Rio Grande do Sul, exceto pela maior riqueza de Hesperiidae em relação a Nymphalidae no estado. Outros estudos quantitativos realizados no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul, respectivamente na Floresta Ombrófila Densa (Iserhard & Romanowski 2004) e Floresta Ombrófila Mista e Campos de Cima da Serra (Iserhard et al. 2010) também encontraram o mesmo padrão de representatividade do presente estudo, apenas com maior riqueza de Hesperiidae. Comparando por áreas, Nymphalidae e Hesperidae também possuíram os maiores valores de riqueza de espécies (Tabela 1). VN teve ainda maior número de espécies (S = 10) de Riodinidae, grupo considerado sensível a perturbação ambiental e poluição (Brown Jr. & Freitas 2000), em relação a AA (S = 6). AA apresentou maior riqueza nas famílias Pieridae, Papilionidae e Lycaenidae (Tabela 1), o que poderia estar relacionado à heterogeneidade ambiental local e/ou comportamento de dispersão ou migração de algumas dessas borboletas (Tyler et al. 1994, Brown Jr. & Freitas 1999).

Foram encontradas 88 das espécies registradas em estudos anteriores realizados na região dos Campos de Cima da Serra (Teston & Corseuil 1999, 2000, 2002, Corseuil et al. 2004, Grazia et al. 2008, Romanowski et al. 2009, Iserhard et al. 2010). Dentre elas, algumas consideradas abundantes na região e no Rio Grande do Sul (Morais et al. 2007) como os ninfalídeos *Anartia amathea roeselia* (Eschscholtz, 1821), *Tegosa claudina* (Eschscholtz, 1821) e *Vanessa braziliensis* (Moore, 1883); o papilionídeo *Heraclides astyalus astyalus* (Godart, 1819); e o pierídeo *Phoebis neocypris neocypris* (Hübner, 1823). Por outro lado, 33 das espécies amostradas neste estudo são novos registros para a região de Floresta Ombrófila Mista, respectivamente 11 Nymphalidae, oito Hesperiidae, sete Riodinidae, quatro Lycaenidae, dois Papilionidae e um Pieridae (Tabela 1). Algumas dessas foram registradas apenas uma vez, constituindo-se em *singletons*, como os hesperídeos *Pyrgus orcynoides* (Giacomelli, 1928), *Urbanus doryssus albicuspis* (Herrich-Schäffer, 1869) e *Lycas argentea* (Hewitson, 1866), o riodinídeo *Napaea orpheus* (Westwood, 1851), e o papilionídeo *Protesilaus stenodesmus* (Rothschild & Jordan, 1906), todos mencionados anteriormente como raros (Biezanko 1963, Biezanko & Mielke 1973, Biezanko et al. 1978; Brown Jr. 1992, Mielke & Casagrande 1997).

No total, as três espécies de borboleta mais abundantes foram os ninfalídeos *Heliconius erato phyllis* (Fabricius, 1775), considerada dominante em AA, *Biblis hyperia nectanabis* (Fruhstorfer, 1909), e *Dryas iulia alcionea* (Cramer, 1779) (Tabela 1), todas associadas a habitats de clareiras, bordas de mata e ambientes perturbados (De Vries 1987, Morais et al. 2007, Sackis & Morais 2008). Em ordem de abundância total, seguiram-se *Hermeuptychia hermes* (Fabricius, 1775), comum em mata primária, campos e ambientes abertos (Brown Jr. 1992, Mielke & Casagrande 1997, Morais et al. 2007) e *S. elika*. Comparando as áreas amostradas, as espécies mais abundantes em VN foram *S. elika*, *H. erato phyllis* e *Morpho helenor achillides* C. Felder & R. Felder, 1867, borboleta frugívora com voo baixo, geralmente nas horas mais quentes do dia, associada a ambientes florestais relativamente preservados (Brown Jr. 1992). Seguiram-se ainda os ninfalídeos *Pseudoscada erruca* (Hewitson, 1855), comum em jardins

e clareira de matas, e escasso em mata primária (Biezanko 1960a, b, Mielke & Casagrande 1997) e *Dynamine myrrhina* (Doubleday, 1849) (Tabela 1). Em AA, as três espécies mais abundantes coincidiram com as da comunidade total de borboletas, enquanto as quarta e quinta espécies foram exclusivas dessa área, respectivamente o pierídeo *Eurema deva deva* (Doubleday, 1847), característico de áreas abertas (Brown Jr. 1992), e o hesperídeo *Pyrgus orcus* (Stoll, 1780), muito comum em habitats abertos ou perturbados e raro em matas primárias (Brown Jr. 1992, Mielke & Casagrande 1997, Morais et al. 2007) (Tabela 1).

Os fragmentos de Floresta Ombrófila Mista estudados em Soledade e Mormaço, apesar de localizados fora de Unidades de Conservação, são capazes de abrigar uma fauna de borboletas expressiva. Sua composição de espécies apresenta alguma semelhança com a das áreas de proteção de São Francisco de Paula e ainda acrescenta novas ocorrências para a região. Apenas um terço das espécies foi comum às duas áreas amostrais, indicando diferença nas assembleias locais de borboletas de VN e AA e apontando para a necessidade de mais estudos para investigar o impacto da antropização sobre a biodiversidade local. Os resultados desse trabalho mostram a contribuição de inventários rápidos de borboletas como fonte de subsídios para a conservação desse grupo.

Agradecimentos

Agradecemos a Tadeu Dambros por permitir a realização das amostragens em sua propriedade e Silvia S. Dambros pelo apoio logístico. A. F.Della Flora, G. D. Bastos, L. C. Rocha, dentre outros, pelo auxílio durante o trabalho de campo. Aos Drs. C.A. Iserhard (UFRGS), A.V.L. Freitas (UNICAMP), C. Callaghan e R.K. Robbins (Smithsonian Museum) pelas identificações de alguns espécimens de Nymphalidae, Riodinidae e Lycaenidae. C.D. Ritter e R. Lemes receberam bolsas de Iniciação Científica da UFSM. Ao Dr. C.A.Iserhard, M.B. Dessuy, A.L.G.Paz e dois revisores anônimos pelas valiosas correções e sugestões a versões anteriores do manuscrito.

Referências Bibliográficas

BECCALONI, G.W. & GASTON, K.J. 1995. Predicting species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. Biol. Conserv. 71:77-86.

BIEZANKO, C.M. 1960a. III. Danaidae et Ithomidae da zona sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol. Ser. A: 1-6.

BIEZANKO, C.M. 1960b. III. Danaidae et Ithomidae da zona missioneira do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol. Ser. B: 1-6.

BIEZANKO, C.M. 1963. VI. Hesperiidae da zona sueste do Rio Grande do Sul. Arq. Entomol. Ser. A:1-25.

BIEZANKO, C.M. & MIELKE, O.H.H. 1973. Contribuição ao estudo faunístico dos Hesperiidae americanos. IV. Espécies do Rio Grande do Sul, Brasil, com notas taxonômicas e descrições de espécies novas (Lepidoptera). Acta Biol. Paran. 2 (1-4):51-102.

BIEZANKO, C.M., MIELKE, O.H.H. & WEDDERHOFF, A. 1978. Contribuição ao estudo faunístico dos Riodinidae do Rio Grande do Sul, Brasil (Lepidoptera). Acta Biol. Paran. 7(1-4):7-22.

BOLDRINI, I.I. (org.). 2009. Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias. MMA, Brasília. 240 p.

BOND-BUCKUP, G. (org.). 2008. Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. Libretos, Porto Alegre. 196p.

BOND-BUCKUP, G. & DREIER, C. 2008. Desvendando a região. In Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra (G. Bond-Buckup, org.). Libretos, Porto Alegre, p.11-17.

BROWN Jr., K.S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. Morellato, org.). Editora da UNICAMP, Campinas, p.142-186.

BROWN Jr., K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. J. Ins. Cons. 1: 25-42.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 1999. Lepidoptera. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados terrestres (C. R. F. Brandão & E.M. Cancello, eds). FAPESP, São Paulo, p.227-243.

BROWN Jr., K.S. & FREITAS, A.V.L. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. Biotropica 32(4b):934-956.

CANALS, G.R. 2000. Butterflies of Buenos Aires. L.O.L.A., Buenos Aires, 347p.

CANALS, G.R. 2003. Mariposas de Misiones. L.O.L.A., Buenos Aires, 492p.

COLWELL, R.K. 2007. Estimates 8.0: statistical estimation of species richness and shared species from samples. University of Connecticut, Connecticut. http://viceroy.eeb.ucon.edu/estimates (último acesso em 10/12/2008).

CORSEUIL, E., QUADROS, F.C., TESTON, J.A. & MOSER, A. 2004. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) coletadas no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 4. Lycaenidae. Divul. Mus. Ciênc.Tecnol. PUCRS 9:65-70.

DENNIS, R.L.H., SHREEVE, T.G. & VAN DYCK, H. 2003. Toward a functional resource-based concept for a habitat: a butterfly biology viewpoint. Oikos 102(2):417-426.

DESSUY, M.B. & MORAIS, A.B.B. 2007. Diversidade de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) em fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 24(1):108-120.

DE VRIES, P.J. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton University Press, Princeton, 327p.

DE VRIES, P.J. 1997. The butterflies of Costa Rica and their natural history: Riodinidae. Princeton University Press, Princeton, 288p.

FREITAS, A.V.L., FRANCINI, R.B. & BROWN Jr., K.S. 2003. Insetos como indicadores ambientais. In Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre (L. Cullen Jr., C. Valladares-Pádua & R. Rudran, orgs.). Editora da UFPR, Curitiba, p.125-151.

FREITAS, A.V.L., LEAL, I.R., PRADO, M.H. & IANNUZZI, L. 2006. Insetos como indicadores de conservação de paisagem. In Biologia da conservação: essências (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M. Van Sluys & M.A.S. Alves, eds.). Rima, São Carlos, p.357-384.

GRAZIA, J., ROMANOWSKI, H.P., ARAÚJO, B., SCHWERTNER, C.F., ISERHARD, C.A., MOURA, L.A. & FERRO, V.G. 2008. Artrópodos Terrestres. In Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra (G. Bond-Buckup, org.). Libretos, Porto Alegre, p.76-97.

ISERHARD, C.A. & ROMANOWSKI, H.P. 2004. Lista de espécies de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea) da região do vale do Rio Maquine, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(3):649-662.

ISERHARD, C.A., QUADROS, M.T., ROMANOWSKI, H.P. & MENDONÇA Jr., M.S. 2010. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 10(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?inventory+bn029100012010.

LAMAS, G. (ed.). 2004. Checklist: Part 4A. Hesperioidea-Papilionoidea. In Atlas of Neotropical Lepidoptera. (J.B. Heppner, ed.). Association for Tropical Lepidoptera/Scientific Publishers, Gainesville, p.1-439.

LAMAS, G. 2008. La sistemática sobre mariposas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en el mundo: estado actual y perspectivas futuras. In Contribuciones taxonómicas en órdenes de insectos hiperdiversos (J.L. Bousquets & A. Lanteri, eds.). Las Prensas de Ciencias, UNAM, México D.E., p.57-70.

MALUF, J.R.T. 2000. Nova classificação climática do estado do Rio Grande do Sul. Rev. Bras. Agromet. 8 (1):141-150.

MIELKE, O.H.H. 2005. Catalogue of the American Hesperioidea: Hesperiidae (Lepidoptera). Sociedade Brasileira de Zoologia, Curitiba, 1536p.

MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 1997. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) do Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Zool. 14(4):967-1001.

MORAIS, A.B.B., ROMANOWSKI, H.P., ISERHARD, C.A., MARCHIORI, M.O.O. & SEGUI, R. 2007. Mariposas del sur de Sudamérica (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). Ci. & Amb. 35(2):29-46.

NEW, T.R. 1997. Are Lepidoptera an effective "umbrella group" for biodiversity conservation? J. Insect. Conserv. 1(1):5-12.

OTERO, L.S. & BROWN Jr., K.S. 1986. Biology and ecology of *Parides ascanius* (Cramer, 1775) (Lep., Papilionidae), a primitive butterfly threatened with extinction. Atala 10-12:2-16.

PAZ, A.L.G., ROMANOWSKI, H.P. & MORAIS, A.B.B. 2008. Nymphalidae, Papilionidae e Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 8 (1):141-149: http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn01608012008.

PÉRICO, E., CEMIN, G., LIMA, D.F.B. & REMPEL, C. 2005. Efeitos da fragmentação de hábitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. In Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE, Goiânia, p.2339-2346.

QUADROS, F.L.F. & PILLAR, V.P. 2002. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. Ciência & Ambiente 24:109-118.

ROMANOWSKI, H.P., ISERHARD C.A. & HARTZ, S. M. 2009. Borboletas da floresta com araucária. In Floresta com araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável (C.R. Fonseca, A.F. Souza, A.M. Leal-Zanchet, T.L. Dutra, A. Backes & G. Ganade, orgs.). Editora Holos, Ribeirão Preto, p.250-260.

SACKIS, G.D. & MORAIS, A.B.B. 2008. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul. Biota Neotrop. 8 (1):151-158. http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn01908012008.

SANTOS, E.C., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008. Inventários de borboletas no Brasil: estado da arte e modelo de áreas prioritárias para pesquisa com vistas à conservação. Natureza & Conservação 6(2):68-90.

SPECHT, A., TESTON, J.A. & DI MARE, R.A. 2003. Lepidópteros. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. (C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E Reis, eds). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.111-116.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 1999. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 1: Papilionidae. Divul. Mus. Ciênc.Tecnol. PUCRS 4:1-125.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2000. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 2: Pieridae. Divul. Mus. Ciênc.Tecnol. PUCRS 5:1-155.

TESTON, J.A. & CORSEUIL, E. 2002. Borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera) ocorrentes no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. 3. Nymphalidae. Divul. Mus. Ciênc.Tecnol. PUCRS. 7:1-208.

TUMUHIMBISE, G., OKWAKOL, M.J.N. & KANGWAGYE, T.N. 2001. Species diversity of swallowtail butterflies (Papilionidae: Lepidoptera) in North Maramagambo Forest. Afr. Journ. Ecol. 39(1):113-115.

TYLER, H.A., BROWN Jr., K.S. & WILSON, K.H. 1994. Swallowtail butterflies of the Americas: a study in biological dynamics, ecological diversity, biosystematics, and conservation. Scientific Publishers, Gainesville, 376p.

WAGNER, H.M.L., BOLDRINI, I.I. & EGGERS, L. 2008. Ambientes da região. In Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra (G. Bond-Buckup, org.). Libretos, Porto Alegre, p.24-31.

Recebido em 17/06/2010
Versão reformulada recebida em 30/11/2010
Publicado em 03/01/2011

Nota sobre abelhas *Lestrimelitta rufipes* (Freise) (Hymenoptera, Meliponina), atraídas por armadilhas com iscas odoríferas, na região Sul Fluminense do Estado do Rio de Janeiro

Luis Henrique Soares Alves[1,5], Jorge Antonio de Lima Forny[1], Paulo Cesar Rodrigues Cassino[2,4], Maria Cristina Affonso Lorenzon[3], Francisco Racca-Filho[4] & Pedro Telles Ramos[2]

[1]Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, e-mail: jlforny@hotmail.com.br
[2]Universidade Severino Sombra – USS, Vassouras, RJ, Brasil, e-mails: pr.cassino@uol.com.br, ramos.ptelles@gmail.com
[3]Departamento de Reprodução Animal, Instituto de Zootecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, e-mail: lorenzon@ufrrj.br
[4]Departamento de Entomologia e Fitopatologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, e-mail: fraccafo@ufrrj.br
[5]Autor para correspondência: Luis Henrique Soares Alves, e-mail: lhsalves@hotmail.com

ALVES, L.H.S., FORNY, J.A.L., CASSINO, P.C.R., LORENZON, M.C.A., RACCA-FILHO, F. & RAMOS, P.T. **Note on bees *Lestrimelitta rufipes* (Friese) (Hymenoptera, Meliponina) attracted by scent traps in the South Region of the State of Rio de Janeiro**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01311012011.

Abstract: This study was done each two months between August 2006 to May 2007 in a South Region in the State of Rio de Janeiro. The traps, a (Carvalho-47) model, were adjusted, then assembled at 9 o'clock and finally removed 48 hours after. In each place of the extraction, 4 traps were assembled, in a total of 20 in all the trail. During the experiment, eight worker bees of *Lestrimelitta rufipes*, were captured, and seven of them were attracted by methyl salicilate and one by cineole. Beside this essences, two more were used, eugenol and vanillin, but these two ones didn't collect any bees. All the bees were collected during November 2006. Even with such geographical distribution, *L. rufipes* hasn't been registered in this south region, and this is also the first registered collection of this specie using scent traps. It was not possible to identify the cause of the bee workers *L. rufipes* attraction by methyl salicilate and cineole, because these bees do not visit flowers, neither nets that could have this fragrance. The method of collection used by scent traps can be used for many purposes and among them the objective of knowing the richness and distribution of these types in different areas.
Keywords: *cleptoparasitic bee, resource collection, survey, scent.*

ALVES, L.H.S., FORNY, J.A.L., CASSINO, P.C.R., LORENZON, M.C.A., RACCA-FILHO, F. & RAMOS, P.T. **Nota sobre abelhas *Lestrimelitta rufipes* (Freise) (Hymenoptera, Apidae), atraídas por armadilhas com iscas odoríferas, na Região Sul Fluminense do Estado do Rio de Janeiro**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01311012011.

Resumo: O estudo foi realizado bimestralmente entre agosto de 2006 e maio de 2007 na Região Sul Fluminense do Estado do Rio de Janeiro. As armadilhas, modelo Carvalho-47, foram adaptadas e posteriormente montadas às 9 horas e retiradas 48 horas depois. Em cada ponto de coleta foram montadas 4 armadilhas, totalizando 20 armadilhas em toda a trilha. Durante o experimento, oito operárias de *Lestrimelitta rufipes* (Friese) foram capturadas, sendo sete atraídas por salicilato de metila e uma por cineole. Além dessas essências, foram utilizadas mais duas essências, eugenol e vanilina, porém essas duas essências não atraíram nenhum indivíduo. Todas as abelhas foram coletadas ao longo de novembro de 2006. Mesmo com ampla distribuição geográfica, *L. rufipes* não havia sido registrada na região Sul Fluminense, sendo também o primeiro registro de coletas dessa espécie através de armadilhas com iscas odoríferas. Não foi possível identificar o porquê da atração das operárias de *L. rufipes* ao salicilato de metila e cineole, uma vez que essas abelhas não visitam flores nem ninhos que poderiam conter tais fragrâncias. O método de coleta através de armadilhas com iscas odoríferas poderá ser empregado com diversos objetivos, entre eles, o de conhecer a riqueza e a distribuição desse gênero em diversas áreas.
Palavras-chave: *abelha cleptoparasita, coleta de recursos, levantamentos, odor.*

Introdução

Algumas abelhas eussociais podem parasitar ninhos de outras abelhas. Entre elas, encontra-se o gênero *Lestrimelitta* (Nogueira Neto 1997). As abelhas operárias desse grupo não possuem corbícula, possivelmente por perderem o comportamento de coletar e transportar pólen das flores (Michener 1990). Quando presente, a corbícula fica localizada na tíbia posterior e é destinada ao transporte de pólen e outros materiais utilizados na estrutura do ninho (Schwarz 1948, Moure 1951, Michener 1990). Por não possuírem corbículas, as lestrimelitas saqueiam ninhos de outras espécies de abelhas, vivendo à custa do mel, do pólen e da cera, armazenados nessas colmeias. Por esse motivo, elas são consideradas abelhas pilhadoras ou cleptobióticas (Roubik 1989, Wittmann et al. 1990). Ao saquear outras colmeias, as operárias liberam substâncias voláteis produzidas por suas glândulas mandibulares. Essas substâncias provocam a dispersão das abelhas da colmeia hospedeira, pois atuam na comunicação dessas abelhas, confundindo-as (Francke et al. 2000). Com isso, elas conseguem saquear os ninhos e armazenar o alimento nos papos para poderem transportá-lo até seus ninhos. De acordo com Nogueira-Neto (1997), o mel e o pólen produzidos pelas lestrimelitas podem ser perigosos se consumidos pelo homem, pois são considerados tóxicos, devido a secreções tóxicas de suas glândulas mandibulares. O comportamento cleptobiótico é considerado bioindicador de comunidades ricas em abelhas, pois os organismos que possuem esse comportamento vivem exclusivamente da pilhagem de outros ninhos, necessitando de áreas com grandes densidades de ninhos de outras espécies de abelhas para poderem sobreviver. O hábito de saquear alimento de outras espécies é encontrado também em *Cleptotrigona* e *Trichotrigona* (Michener 1990). As evidências indicam que tal comportamento pode ter evoluído de forma diferente nesses três grupos de abelhas (Michener 1990, Camargo & Pedro 2003).

Lestrimelitta rufipes é uma abelha com ampla distribuição geográfica no território brasileiro, possuindo registros nos seguintes estados: Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Minas Gerais, Pará, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Rondônia, Roraima, Santa Catarina, São Paulo e Tocantins. (Marchi & Melo 2006, Santanal et al. 2004). Mesmo com ampla distribuição geográfica, poucos trabalhos de levantamentos de lestrimelitas têm sido realizados e não são citados na literatura métodos de coletas específicos para esse grupo.

Diante disso, o presente trabalho objetivou descrever um novo método de amostragem de *L. rufipes*, utilizando iscas odoríferas.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado entre agosto de 2006 e maio de 2007, no Instituto Zoobotânico de Morro Azul (22° 29' S e 43° 34' W), com área aproximada de 19 ha, que faz parte de um fragmento de Floresta Atlântica com aproximadamente 120 ha, localizado em Morro Azul, terceiro distrito do Município de Engenheiro Paulo de Frontin, região Sul Fluminense do Estado do Rio de Janeiro.

As armadilhas utilizadas no presente trabalho seguem o modelo Carvalho-47, desenvolvidas para coleta de coleópteros (Carvalho 1998). As mesmas foram adaptadas para coleta de abelhas euglossini. Essas armadilhas foram montadas bimensalmente, às 9 horas e retiradas 48 horas depois. Elas ficaram dispostas em cinco pontos, distantes uns dos outros 200 m, todos eles localizados no interior do fragmento. Em cada ponto de coleta, foram montadas quatro armadilhas que ficavam distantes umas das outras, aproximadamente 3 m, e a cerca de 1,5 m de altura do solo, totalizando 20 armadilhas em toda a trilha. Como atrativo às abelhas, foram utilizadas quatro fragrâncias: cineole, eugenol, salicilato de metila e vanilina. Em cada armadilha foram colocadas 10 gotas de cada tipo de fragrância. Essas fragrâncias são sintetizadas em laboratórios a partir de flores de orquídeas e outras fontes florais e são comumente utilizadas na atração de machos de abelhas Euglossini.

As abelhas coletadas estão montadas, identificadas e depositadas na Coleção Entomológica Costa Lima, do Instituto de Biologia (IB), da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRRJ).

Resultados e Discussão

Durante o experimento, oito operárias de *L. rufipes* foram capturadas, sendo sete atraídas por salicilato de metila e uma por cineole. Todas as abelhas foram coletadas em novembro de 2006. O ponto II, localizado na parte mais preservada do fragmento, coletou o maior número de abelhas (seis). Nos pontos I e IV houve a coleta de apenas uma abelha por ponto. Já nos pontos III e V, não ocorreu coleta de abelhas.

Criadores de melíponas da região de Engenheiro Paulo de Frontin relataram que os ataques de *L. rufipe*s foram semelhantes aos descritos por Santanal et al. (2004), onde foi observado o ataque de *Lestrimelitta limao* (Smith) a ninhos de *Tetragonisca angustula* (Latreille), *Nannotrigona testaceicornis* (Lepeletier), *Plebeia droryana* (Friese), *Friesella schrottkyi* (Friese) e *Friesiomelitta varia* (Lepeletier). Na região de Engenheiro Paulo de Frontin, *L. rufipes* saqueou ninhos de quatro colônias de *Tetragonisca angustula* e de duas colônias de *Nannotrigona testaceicornis*. Durante o ataque de *L. rufipes*, uma colônia de *Tetragonisca angustula* foi completamente dizimada. Segundo o meliponicultor, essa colônia estava fraca e encontrava-se há pouco tempo em uma colmeia racional. Nos saques de *L. rufipes* aos ninhos de *Nannotrigona testaceicornis* não houve morte de nenhum ninho dessa espécie, porém, eles ficaram muito fracos após o saque. Ainda nessa localidade, foi encontrado um ninho de *L. rufipes* há aproximadamente 700 m do meliponário e a 1.500 m do local de coleta.

Apesar de sua ampla distribuição geográfica, *L. rufipes* não havia sido registrada na região Sul Fluminense do Estado do Rio de Janeiro, sendo esse seu primeiro registro e também o primeiro registro de coletas desta espécie através de armadilhas com iscas odoríferas. Essa nova ocorrência, através armadilhas com atrativos, é muito importante, principalmente por ser difícil o registro desse grupo, uma vez que tais abelhas, não possuem o hábito de visitar flores. Gonçalves & Brandão (2008) coletaram três fêmeas de *L. rufipes* em área de Mata Atlântica no Norte do Estado do Rio de Janeiro, utilizando armadilha Malaise, que é um tipo de armadilha utilizada para interceptar o voo dos insetos através de uma barreira sem o uso de qualquer substância atrativa, como as iscas odoríferas.

Marchi & Melo (2006) ao coletarem *L. rufipes* na região de Bauru-SP, não descreveram o método de coleta utilizado nos espécimes. É muito provável que não tenha sido através de substâncias atrativas, uma vez que não há registro de coleta de abelhas *Lestrimelitta* através de armadilhas que utilizam algum tipo de atrativo. Esses mesmos autores, ao revisarem o gênero *Lestrimelitta*, analisaram espécimes de diferentes localidades, com a maior parte das abelhas coletada por armadilha Malaise (Almeida et al. 1998).

Não foi possível identificar o porquê da atração das operárias de *L. rufipes* ao salicilato de metila e cineole e nem o porquê dessas abelhas serem coletadas somente no mês de novembro, já que elas não visitam flores em busca de alimento e nem ninhos que poderiam conter tais fragrâncias.

Caso as diferentes espécies presentes no gênero *Lestrimelitta* possuam hábitos semelhantes, conforme considerou Nogueira Neto (1997), outras espécies de *Lestrimelitta* poderão ser atraídas por armadilhas com iscas odoríferas. Sendo assim, esse método poderá ser empregado com diversos objetivos, entre eles, o de conhecer a riqueza e a distribuição desse gênero. Além disso, esse método poderá auxiliar os meliponicultores na escolha da área de instalação das colmeias de abelhas sem ferrão, ao prevenir a instalação de meliponário nas proximidades de colônias naturais de *Lestrimelitta*.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, L.M., RIBEIRO-COSTA, C.S. & MARINONI, L. 1998. Manual de coleta, conservação, montagem e identificação de insetos. Ribeirão Preto, Holos, 88p.

CAMARGO, J.M. F. & PEDRO, S.R.M. 2003. Sobre as relações filogenéticas de *Trichotrigona* CAMARGO & MOURE (Hymenoptera, Apidae, Meliponini). In Apoidea neotropica: homenagem aos 90 anos de Jesus Santiago Moure (G.A.R. Melo & I. Alves-dos-Santos, eds.). Editora UNESC, Criciúma, p. 109-122.

CARVALHO, A.G. 1998. Armadilha, modelo Carvalho-47. Fl. Amb., 5(1):225-227.

FRANCKE, W., LUBLKE, G., SCHODER, W., RECKZIEGEL, A., IMPERATRIZ-FONSECA, V., KLEINERT, A., ENGELS, E., HARTFELDER, K., RADTKE, R., ENGELS, W. 2000. Identification of oxygen containing volatiles in cephalic secretions of workers of Brazilian stingless bees. J. Braz. Chem, 11(6):562-571.

GONÇALVES, R.B., BRANDÃO, C.R.F. 2008. Diversity of bees (Hymenoptera, Apidae) along a latitudinal gradient in the Atlantic Forest. Biota Neotrop. 8(4):51-61.

MARCHI, P., MELO, G.A.R. 2006. Revisão taxonômica das espécies brasileiras de abelhas do gênero *Lestrimelitta* Friese (Hymenoptera, Apidae, Meliponina). Rev. Bras. Entomol. 50(1):6-30.

MICHENER, C.D. 1990. Classification of the Apidae (Hymenoptera). Univ. Kansas Sci. Bull 54:75-164.

MOURE, J.S. 1951. Nota sobre Meliponinae (Hymenoptera-Apoidea). Dusenia 2:25-70.

NOGUEIRA-NETO, P. 1997. Vida e criação de abelhas indígenas sem ferrão. Nogueirapis, São Paulo, 446p.

ROUBIK, D.W. 1989. Ecology and natural history of tropical bees. Cambridge University, Cambridge, 514p.

SCHWARZ, H.F. 1948. Stingless bees (Meliponidae) of the Western hemisphere. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 90:1546.

SANTANAL, W.C., FREITAS, G.S., AKATSU, I.P. & SOARES, A.E.G. 2004. Abelha Iratim (*Lestrimelitta limao* Smith: Apidae, Meliponinae), realmente é danosa às populações de abelhas? Necessita ser eliminada? Mensag. Doce 78.

WITTMANN, D., RADTKE, R., ZEIL, J., LUBKE, G., FRANCKE, W. 1990. Robber bees (*Lestrimelitta limao*) and their host chemical and visual cues in nest defense by *Trigona* (*Tetragona*) *angustula* (Apidae: Meliponinae). J. Chem. Ecol. 16(2):631-641.

Recebido em 06/08/2009
Versão reformulada recebida em 04/10/2010
Publicado em 19/01/2011

Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil

Júlia Lins Luz[1,3], Luciana de Moraes Costa[1,2],

Elizabete Captivo Lourenço[1] & Carlos Eduardo Lustosa Esbérard[1]

[1]Laboratório de Diversidade de Morcegos, Instituto de Biologia,
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, Km 47 da antiga estrada Rio-São Paulo,
CP 74507, CEP 23890-000, Seropédica, RJ, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia,
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ
[3]Autor para correspondência: Júlia Lins Luz, e-mail: julialinsluz@yahoo.com.br

LUZ, J.L., COSTA, L.M., LOURENÇO, E.C. & ESBÉRARD, C.E.L. **Bats (Mammalia, Chiroptera) from Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01711012011.

Abstract: A list of bats species from Reserva Rio das Pedras, Municipality of Mangaratiba, was performed using captures with mist nets, from September 1995 to June 2008, totaling 242424 h.net of capture effort. A total of 30 bat species were recorded in 1321 captures and recaptures. The predominant species were *Carollia perspicillata* and *Artibeus lituratus*. Six families were registered: Emballonuridae, Noctilionidae, Phyllostomidae, Thyropteridae, Vespertilionidae and Molossidae. Compared with six lists of species available from locations up to 100 km, Reserva Rio das Pedras showed high species richness, diversity and abundance of Phyllostominae, proving the relevance of the site for bats conservation.
Keywords: *Atlantic Rainforest, diversity, richness, Phyllostominae.*

LUZ, J.L., COSTA, L.M., LOURENÇO, E.C. & ESBÉRARD, C.E.L. **Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01711012011.

Resumo: Uma lista das espécies de morcegos da Reserva Rio das Pedras, Município de Mangaratiba, foi elaborada através de capturas com redes de neblina, desde setembro de 1995 até junho de 2008, totalizando 242424 h.rede de esforço de captura. O total de 30 espécies de morcegos foi registrado em 1321 capturas e recapturas. As espécies predominantes foram *Carollia perspicillata* e *Artibeus lituratus.* Seis famílias foram registradas: Emballonuridae, Noctilionidae, Phyllostomidae, Thyropteridae, Vespertilionidae e Molossidae. Comparando com seis listas de espécies disponíveis de locais distantes até 100 km, a Reserva Rio das Pedras apresentou alta riqueza, diversidade e abundância de Phyllostominae, comprovando a relevância do local para a conservação dos morcegos.
Palavras-chave: *Mata Atlântica, diversidade, riqueza, Phyllostominae.*

Introdução

No Brasil, a maior parte dos trabalhos com morcegos concentra-se na região sudeste (Bergallo et al. 2003, Esbérard & Bergallo 2005), em consequência, principalmente, do maior número de universidades e outros centros de pesquisa nesta região (Uieda & Pedro 1996, Brito et al. 2009). O Estado do Rio de Janeiro é, dentre os estados da região sudeste, o que mais inventários de morcegos possui (Bergallo et al. 2003, Esbérard & Bergallo 2005). Porém os locais amostrados situam-se principalmente na proximidade da capital e existem várias áreas sem informação ou com um esforço amostral deficiente (Bergallo et al. 2003, Esbérard & Bergallo 2005, Peracchi & Nogueira 2010).

Um dos maiores blocos remanescentes de Mata Atlântica situa-se no sudoeste do Estado, com mais de 15.000.000 ha razoavelmente preservados. Este bloco estende-se do litoral a altitudes que ultrapassam 1.000 m, entre os municípios de Mangaratiba e Paraty, onde a maior pressão antrópica reside no desenvolvimento do cultivo da banana, no uso inadequado do solo (Rocha et al. 2003) e na especulação imobiliária (Fidalgo et al. 2009). Apesar da relevância biológica da região, poucos foram os inventários realizados com um número satisfatório de capturas para morcegos (Esbérard & Bergallo 2005, Esbérard et al. 2006, Dias & Peracchi 2008, Bolzan et al. 2010).

A subfamília Phyllostominae é conhecida por ser um potencial indicador de áreas menos degradadas, sendo que as áreas com maior riqueza e abundância desta subfamília são consideradas mais preservadas (Fenton et al. 1982, Medellín et al. 2000).

O objetivo deste trabalho foi elaborar uma lista de espécies de morcegos da Reserva Rio das Pedras utilizando dados de levantamentos contínuos e de longo prazo, e compará-la quanto à riqueza e diversidade total de espécies, e a riqueza e porcentagem de capturas de Phyllostominae, com outras seis listas disponíveis para o sudoeste do Estado do Rio de Janeiro.

Material e Métodos

A Reserva Rio das Pedras situa-se na Praia Grande, km 55 da estrada BR 101, a 8 km do Município de Mangaratiba e 82 km do centro da Cidade do Rio de Janeiro (22° 59' 26,4" S e 044° 06' 03,2" W) (Figura 1). Esta reserva possui 1361 ha, que engloba desde a região litorânea até 1150 m acima do nível do mar, incluindo áreas atualmente abandonadas de cultivo de banana, matas secundárias e primárias. Limita-se ao sul pela Rodovia BR-101, a Leste pela Serra Grande, ao Norte pela Serra Capivari e a Oeste pelo Município de Conceição de Jacareí. A reserva localiza-se na Bacia do Rio Grande e está inserida dentro da Área de Proteção Ambiental de Mangaratiba. Trata-se de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), mantida pelo Club Mediterranée.

Foram realizadas 43 noites de captura, uma preliminar em setembro de 1995, 31 noites entre janeiro de 1997 e junho de 1998, 10 noites complementares entre 2004 e 2006 e uma noite em junho de 2008, compreendendo duas a três noites por mês até 1998 e as demais, realizadas sem critério temporal, geralmente com uma campanha em cada semestre de cada ano. As capturas foram realizadas em todas as fases do ciclo lunar. As redes de neblina foram armadas antes do

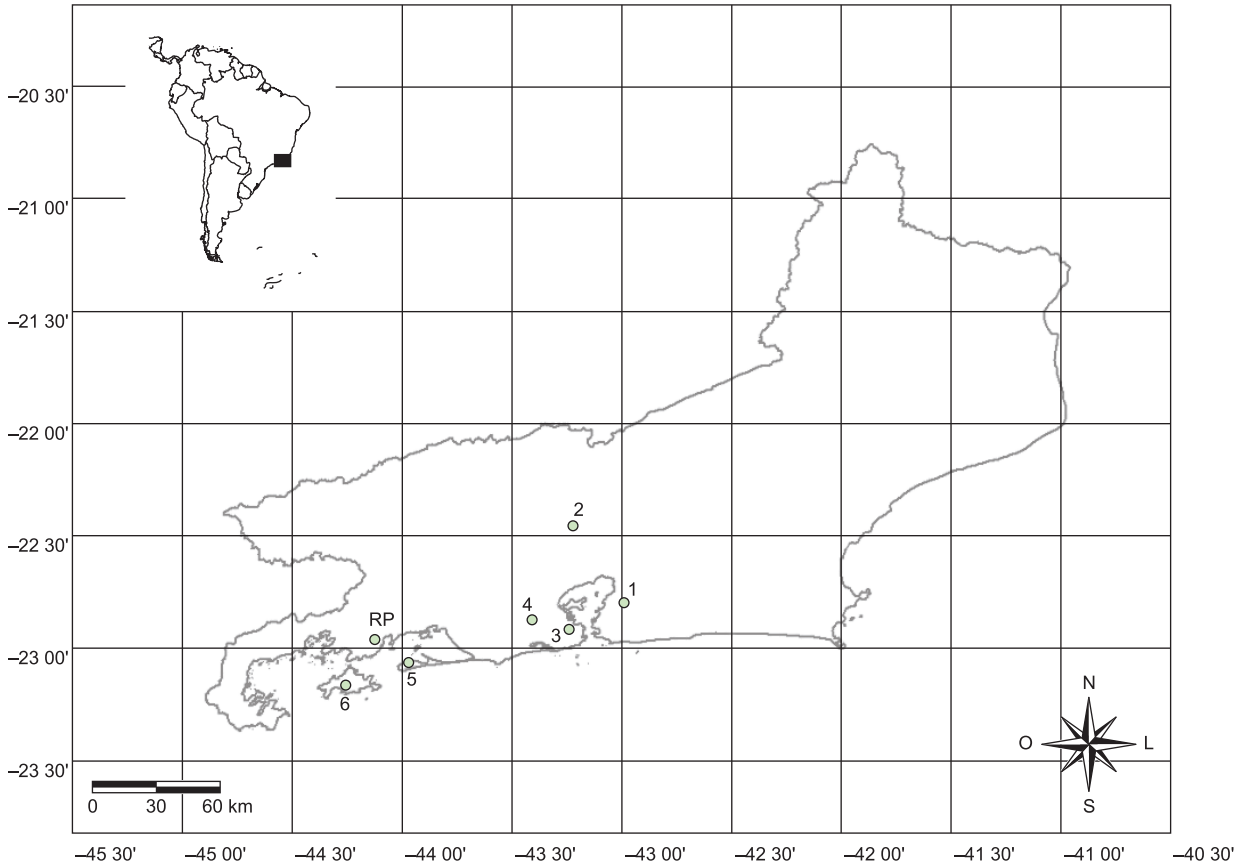

Figura 1. Mapa da América do sul, do Estado do Rio de Janeiro e localização da Reserva Rio das Pedras (RP) e dos demais inventários usados para comparação: 1) Reserva Ecológica Serra da Tiririca; 2) Reserva Biológica do Tinguá; 3) Maciço da Tijuca; 4) Parque Estadual da Pedra Branca; 5) Ilha da Marambaia; e 6) Ilha Grande.

Figure 1. Map of South America, Rio de Janeiro State and location of Reserva Rio das Pedras (RP) and other six sites used for comparison: 1) Reserva Ecológica Serra da Tiririca; 2) Reserva Biológica do Tinguá; 3) Maciço da Tijuca; 4) Parque Estadual da Pedra Branca; 5) Ilha da Marambaia; and 6) Ilha Grande.

crepúsculo e desarmadas após o amanhecer, totalizando 504 horas e 481 redes. O esforço amostral foi calculado multiplicando-se o número de horas pelo número de redes (h.redes) e a eficiência de captura foi calculada dividindo-se o número de capturas pelo esforço.

As redes foram armadas nas mesmas posições por 28 noites consecutivas até 1998 e após isso foram armadas em outros locais. Três pontos foram amostrados: 1) próximo ao Rio das Borboletas, a cerca de 80 metros da sede da reserva, junto a numerosas rochas, de 1997 a 1998; 2) no Rio Grande, junto a pequeno remanso, distante 410 m da sede, onde observamos figueira (*Ficus citrifolia* P. Miller), de 1998 em diante; e 3) sobre o Rio das Borboletas, junto a numerosas figueiras (*Ficus enormis* (Mart. ex Miq.) Miq. e *Ficus gomelleira* Kunth) de 1998 em diante.

Os morcegos capturados foram identificados, mensurados e soltos, exceto por um ou dois exemplares de cada espécie que foram sacrificados e preparados, como material testemunho, para depósito na coleção de referência do Laboratório de Diversidade de Morcegos (Processo 1755/89 – IBAMA/SUPES/RJ), Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Apêndice 1).

Até 1997, os animais foram marcados com um alicate tatuador, o que permitiu a identificação temporária dos animais (cerca de quatro meses), ou com o uso de colares plásticos providos de cilindros coloridos (Esbérard & Daemon 1999) a partir de 1998. As recapturas não foram consideradas no cálculo da diversidade. Foi elaborada a curva de acumulação de espécies usando capturas.

Foi utilizado o estimador de riqueza ACE (Abundance-based Coverage Estimator) através do programa SPADE (Chao & Shen 2010). Esse estimador separa as espécies observadas em dois grupos (raras e abundantes) e utiliza apenas o conjunto das espécies raras para estimar o número de espécies (Chao & Shen 2010). Foi calculada a porcentagem de espécies capturadas em relação à riqueza estimada para avaliar o quão completo o inventário está. O índice de diversidade utilizado foi o Recíproco de Simpson (1/D) que enfatiza as espécies mais abundantes e é considerado o mais robusto dos índices de diversidade (Magurran 1988).

Comparamos a diversidade, a abundância e a riqueza de Phyllostominae com seis inventários disponíveis para o Estado do Rio de Janeiro (Teixeira & Peracchi 1996, Dias et al. 2002, Esbérard 2003, Esbérard et al. 2006, Dias & Peracchi 2008, Lourenço et al. 2010), que estão até 100 km distantes da Reserva Rio das Pedras, minimizando os possíveis efeitos da latitude (Esbérard et al. 1996, Teixeira & Peracchi 1996, Dias et al. 2002, Esbérard 2003).

Resultados

Com um esforço de 242424 h.redes foram obtidas 1228 capturas e 93 recapturas, correspondendo a uma eficiência de 0,005 capturas/h-redes, e 30,70 ± 19,76 morcegos por noite de captura.

Trinta espécies foram amostradas, pertencentes a seis famílias: Emballonuridae (uma espécie), Noctilionidae (uma espécie), Phyllostomidae (23 espécies), Thyropteridae (uma espécie), Vespertilionidae (duas espécies) e Molossidae (duas espécies) (Tabela 1).

O número de espécies capturadas variou de duas a 12 a cada noite, com média de 7,35 ± 2,82 espécies por noite. O número acumulado de espécies atingiu seu máximo na última noite de captura, não apresentando estabilização na curva de acumulação de espécies ($y = 5,877*Ln(x) - 14,30$; $R^2 = 0,956$ [Figura 2]). A espécie mais abundante foi *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), com 27,56%, seguida por *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), com 27,40% das capturas. *Carollia perspicillata* foi registrada em 39 noites (90,70% das noites de capturas realizadas) e *A. lituratus* em 41 noites (95,35% das noites de capturas realizadas). *Carollia perspicillata* foi a espécie mais frequentemente capturada em 16 noites (37,21%) e *A. lituratus* em 13 noites (30,23%).

O número esperado de espécies pelo estimador ACE (36,9 ± 5,4 espécies) sugere que algumas espécies poderiam ser ainda adicionadas e que a amostragem está de 70,92 a 95,24% completa. A diversidade de Simpson foi de 1/D = 5,68 ± 0,27, mostrando-se inferior à média obtida entre as seis localidades utilizadas na comparação (média de 1/D = 6,90 ± 1,89), superando apenas duas amostragens, Parque Estadual da Serra da Tiririca e Parque Estadual da Pedra Branca (Tabela 2). A Reserva Rio das Pedras, juntamente com a Ilha Grande, apresenta a maior riqueza de famílias, com seis representadas, enquanto a média nos demais inventários foi de 4 ± 1,41 famílias.

A riqueza de Phyllostominae observada na Reserva Rio das Pedras foi alta (seis espécies) e se igualou à encontrada no Parque Estadual da Pedra Branca (Dias et al. 2002), no Maciço da Tijuca (Esbérard 2003) e na Ilha Grande (Esbérard et al. 2006), e a percentagem de captura de Phyllostominae (2,48% das capturas) foi superada apenas pela registrada no Parque Estadual da Serra da Tiririca (Teixeira & Peracchi 1996) e pelas amostras da Ilha Grande (Esbérard et al. 2006) e Ilha da Marambaia (Lourenço et al. 2010) (Tabela 2).

Discussão

A maior parte das listagens disponíveis na bibliografia que empregaram apenas redes de neblina no sub-bosque apresenta menos de 30 espécies (e.g., Peracchi & Albuquerque 1993, Esbérard et al. 1996, Reis et al. 1996, Taddei & Pedro 1996, Baptista & Mello 2001, Dias et al. 2002, Esbérard 2003, Costa & Peracchi 2005). O número de espécies capturadas na Reserva Rio das Pedras é superado pelo relatado para a Ilha Grande (36 espécies), que dista cerca de 20 km, e que foi inventariada por nove anos, com capturas realizadas dentro de refúgios, com redes no sub-bosque e no dossel (Esbérard et al. 2006), e pelo relatado para a Ilha da Marambaia (34 espécies), distante 15 km, onde cinco diferentes ambientes foram amostrados (Lourenço et al. 2010). Somente duas espécies já capturadas na Reserva Rio das Pedras não foram encontradas na Ilha Grande – *Thyroptera tricolor* Spix, 1823 e *Saccopteryx leptura* (Schreber, 1774), e apenas *T. tricolor* não foi capturada na Ilha da Marambaia.

O número de espécies capturadas no Maciço da Tijuca também foi bastante elevado, no entanto o enorme esforço de captura e número de capturas existente nessa localidade aumenta a probabilidade de captura de espécies que em geral são pouco amostradas. No presente trabalho as capturas se restringiram a áreas próximas da sede da reserva (cerca de 500 m) e limitadas a 150 m de altitude, o que sugere que a riqueza possa estar subamostrada, uma vez que as altitudes mais elevadas não foram amostradas.

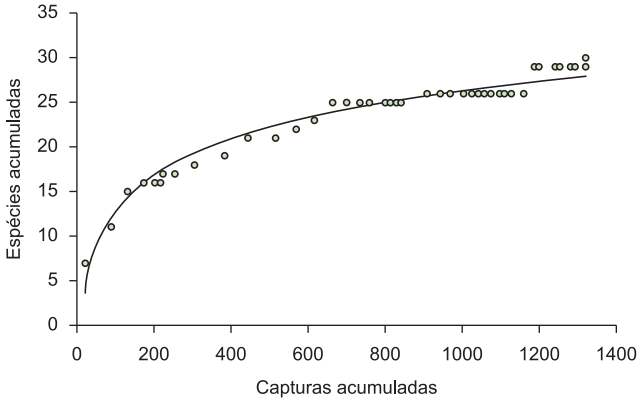

Figura 2. Curva de acumulação de espécies capturadas na Reserva Rio das Pedras, Estado do Rio de Janeiro.

Figure 2. Species accumulation curve for Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro State.

Tabela 1. Espécies capturadas na Reserva Rio das Pedras, Estado do Rio de Janeiro, entre 1995 e 2008. As recapturas estão indicadas entre parênteses.
Table 1. Species captured in Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, from 1995 to 2008. Recaptures are indicated inside brackets.

Taxa	Quantidade
Família EMBALLONURIDAE	
Saccopteryx leptura (Schreber, 1774)	1
Família NOCTILIONIDAE	
Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758)	2
Família PHYLLOSTOMIDAE	
Subfamília Carolliinae	
Carollia perspicillata (Linnaeus, 1758)	364(48)
Subfamília Desmodontinae	
Desmodus rotundus (É. Geoffroy, 1810)	34
Subfamília Glossophaginae	
Anoura caudifer (É. Geoffroy, 1818)	34(1)
Glossophaga soricina (Pallas, 1766)	17
Lonchophylla bokermanni Sazima, Vizotto & Taddei, 1978	6
Subfamília Phyllostominae	
Chrotopterus auritus (Peters, 1856)	3
Lonchorhina aurita Tomes, 1863	13
Micronycteris megalotis (Gray, 1842)	4
Phyllostomus hastatus (Pallas, 1767)	1
Tonatia bidens (Spix, 1823)	3
Trachops cirrhosus (Spix, 1823)	8(1)
Subfamília Stenodermatinae	
Artibeus fimbriatus Gray, 1838	126(7)
Artibeus jamaicensis Leach, 1821	145(11)
Artibeus lituratus (Olfers, 1818)	362(14)
Artibeus obscurus Schinz, 1821	103(10)
Chiroderma doriae Thomas, 1891	4
Chiroderma villosum Peters, 1860	1
Platyrrhinus lineatus (É. Geoffroy, 1810)	34(1)
Platyrrhinus recifinus (Thomas, 1901)	3
Pygoderma bilabiatum (Wagner, 1843)	1
Sturnira lilium (É. Geoffroy, 1810)	18
Sturnira tildae (de la Torre, 1959)	2
Vampyressa pusilla (Wagner, 1843)	15
Família THYROPTERIDAE	
Thyroptera tricolor Spix, 1823	1
Família VESPERTILIONIDAE	
Myotis nigricans (Schinz, 1821)	4
Myotis riparius (Handley, 1960)	10
Família MOLOSSIDAE	
Molossus molossus (Pallas, 1766)	1
Molossus rufus É. Geoffroy, 1905	1

O índice de diversidade e a porcentagem de Phyllostominae na Reserva Rio das Pedras apresentaram valores intermediários, no entanto o número de famílias capturadas e de espécies de Phyllostominae encontradas assemelhou-se às áreas mais ricas. Além da Reserva Rio das Pedras, apenas na Ilha Grande seis famílias foram amostradas, no entanto, os exemplares de Emballonuridae e Furipteridae na Ilha Grande foram capturados dentro de refúgios (Esbérard et al. 2006). A elevada riqueza de Phyllostominae observada pode ser um indicativo da integridade da vegetação, pois estes são considerados os taxa mais sensíveis às modificações da vegetação (e.g., Fenton et al. 1982, Medellín et al. 2000). As maiores riquezas de espécies foram observadas no sudoeste do Estado do Rio de Janeiro, nas localidades amostradas da Ilha Grande, Ilha da Marambaia e Reserva Rio das Pedras (30 a 36 espécies), onde se encontra a maior porção do Estado com remanescentes florestais (Fidalgo et al. 2009). Outros inventários (Peracchi & Albuquerque 1993, Esbérard et al. 1996, Reis et al. 1996, Taddei & Pedro 1996, Baptista & Mello 2001, Dias et al. 2002, Esbérard 2003, Costa & Peracchi 2005) demonstraram a ocorrência de menos de 30 espécies sugerindo que a conservação de áreas florestadas contribui para a riqueza local.

Tabela 2. Diversidade (Simpson), riqueza de espécies, capturas, famílias, capturas de Phyllostominae (%) e riqueza de Phyllostominae para a Reserva Rio das Pedras e outras seis localidades, até 100 km diatantes, amostradas somente com redes abertas no sub-bosque no Estado do Rio de Janeiro.

Table 2. Diversity (Simpson), species richness, captures, families, captures of Phyllostominae (%) and Phyllostominae richness at Reserva Rio das Pedras and six other sites, up to 100 km away, sampled only with mist nets in the understory in Rio de Janeiro State.

Locais	Diversidade1/D	Espécies	Capturas	Famílias	% Capturas de Phyllostominae	Riqueza de Phyllostominae
RP	5,68	30	1.321	6	2,42	6
ST	4,65	20	272	2	5,51	5
PB	4,51	24	681	3	2,06	6
MT	8,38	40	4.042	4	1,81	6
IG	7,17	36	3.158	6	4,91	6
RT	7,79	28	655	4	1,22	3
IM	8,90	34	1.133	5	4,50	4

RP) Reserva Rio das Pedras (este trabalho); ST) Parque Estadual da Serra da Tiririca (Teixeira & Peracchi 1996); PB) Parque Estadual da Pedra Branca (Dias et al. 2002); MT) Maciço da Tijuca (Esbérard 2003); IG) Ilha Grande (Esbérard et al. 2006); RT) Reserva Biológica do Tinguá (Dias & Peracchi 2008); e IM) Ilha da Marambaia (Lourenço et al. 2010).

RP) Reserva Rio das Pedras (this study); ST) Parque Estadual da Serra da Tiririca (Teixeira & Peracchi 1996); PB) Parque Estadual da Pedra Branca (Dias et al. 2002); MT) Maciço da Tijuca (Esbérard 2003); IG) Ilha Grande (Esbérard et al. 2006); RT) Reserva Biológica do Tinguá (Dias & Peracchi 2008); and IM) Ilha da Marambaia (Lourenço et al. 2010).

Várias espécies amostradas foram raramente relatadas em inventários no sudeste do Brasil. Dentre estas, *T. tricolor* foi capturada com rede armada sobre o rio, junto a bananeiras (Esbérard et al. 2007). Esta espécie foi citada apenas por Vieira (1942, 1955) para os estados do Rio de Janeiro e São Paulo e por Esbérard (2009) para a Ilha da Gipóia, RJ. *Lonchorrhina aurita* Tomes, 1863 foi capturada junto à figueira em frutificação, onde provavelmente capturava insetos atraídos pela quantidade de frutos em putrefação. *Saccopteryx leptura* não pode ser considerada rara (Nogueira et al. 2002), porém é uma espécie ainda pouco capturada no Estado do Rio de Janeiro (Esbérard 2009, Lourenço et al. 2010).

Chrotopterus auritus (Peters, 1856) e *Trachops cirrhosus* (Spix, 1823) são espécies predominantemente carnívoras (Gardner 1977), mais frequentes em ambientes cavernícolas. Estas duas espécies estiveram ausentes no Maciço da Tijuca, onde as amostragens foram realizadas por mais de 10 anos (Esbérard 2003). Apenas Teixeira & Peracchi (1996), na Serra da Tiririca, Dias et al. (2002), no Parque Estadual da Pedra Branca e Esbérard et al. (2006), na Ilha Grande, citaram estas duas espécies capturadas na mesma localidade no Estado do Rio de Janeiro.

As demais espécies capturadas na Reserva Rio das Pedras mostram-se presentes em todos os levantamentos realizados na Mata Atlântica do sudeste do Brasil que amostraram número razoável de animais (e.g. Peracchi & Albuquerque 1993, Esbérard et al. 1996, 2006, Reis et al. 1996, Taddei & Pedro 1996, Baptista & Mello 2001, Dias et al. 2002, Esbérard 2003). O litoral sul do Rio de Janeiro, que possui um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, compreende os inventários mais ricos em relação à quiropterofauna, o que demonstra a importância de grandes áreas preservadas na conservação dos morcegos (e.g. Bolzan et al. 2010).

A riqueza total, a riqueza de Phyllostominae e o número elevado de espécies raramente amostradas indicam que a Reserva Rio das Pedras apresenta uma das mais ricas faunas de morcegos do Estado do Rio de Janeiro. Nesta Unidade de Conservação foi confirmada a ocorrência de aproximadamente 40% das espécies relatadas para o Estado do Rio de Janeiro (Esbérard & Bergallo 2005, Peracchi & Nogueira 2010) e cerca de 1/3 das espécies reconhecidas para a Mata Atlântica.

Poucos inventários de morcegos realizados no Estado do Rio de Janeiro apresentam mais de 1000 capturas. Os dados apresentados demonstram a importância de levantamentos contínuos e de longa duração para a captura de um maior número de espécies raras ou pouco frequentes em inventários com redes de neblina, e para obter uma riqueza total elevada.

Agradecimentos

Ao Club Mediterraneé, mantenedora da Reserva Rio das Pedras, pelo apoio e permissão para coleta. M.A.O. Mocelin, A.S. Chagas, E.M. Luz, A.G. Motta, T. Jordão-Nogueira, D. Moraes e A.F.P.D. Fernades ajudaram no trabalho em campo. A. Pol, D. Dias e A.L. Peracchi (UFRRJ) confirmaram a identificação da maior parte dos espécimes testemunho. O criticismo e as contribuições de H.G. Bergallo, M. Zortéa, W. Pedro, L. Geise, R. Cerqueira e A.L. Peracchi a uma das versões deste trabalho foram de grande valia. Este trabalho foi desenvolvido com apoio da Universidade Gama Filho, Fundo de Conservação Ambiental/SMAC (Processo número 14/001.917/97) e Instituto Biomas e realizado sob a licença especial para coleta (processo 1785/89-IBAMA).

Referências Bibliográficas

BAPTISTA, M. & MELLO, M.A.R. 2001. Preliminary inventory of the bat species of the Poço das Antas Reserve, RJ. Chiropt. Neotrop. 7(1-2):133-135.

BERGALLO, H.G., ESBÉRARD, C.E.L., MELLO, M.A.R., LINS, V., MANGOLIN, R., MELO, G.G.S. & BAPTISTA, M. 2003. Bat species richness in Atlantic Forest: what is the minimum sampling effort? Biotropica 35(2):278-288.

BOLZAN, D.P., LOURENÇO, E.C., COSTA, L.M., LUZ, J.L., NOGUEIRA, T.J., DIAS, D., ESBÉRARD, C.E.L. & PERACCHI, A.L.P. 2010. Morcegos da região da Costa Verde e adjacências, litoral sul do estado do Rio de Janeiro. Chiropt. Neotrop. 16(1):586-595.

BRITO, D., OLIVEIRA, L.C., OPREA, M. & MELLO, M.A.R. 2009. An overview of Brazilian mammalogy: trends, biases and future directions. Zoologia 26(1):67-73.

CHAO, A. & SHEN, T.J. 2010. Program SPADE (Species Prediction And Diversity Estimation). Program and user's guide available at http://chao.stat.nthu.edu.tw (último acesso em 29/09/2010).

COSTA, B.N. & PERACCHI, A.L. 2005. Morcegos da Ilha da Marambaia. In História natural da Marambaia (L.F.T. Menezes, A.L. Peixoto & D.S.D. Araújo, eds.). Editora da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, p.169-194.

DIAS, D., SILVA, S.S.P. & PERACCHI, A.L. 2002. Quirópteros do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ (Mammalia: Chiroptera). Rev. Brasil. Zool. 19(2):113-140.

DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2008. Quirópteros da Reserva Biológica do Tinguá, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). Rev. Brasil. Zool. 25:333-369.

ESBÉRARD, C.E.L. 2003. Diversidade de morcegos em uma área de Mata Atlântica regenerada no sudeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). Rev. Brasil. Zoociências 5(2):189-204.

ESBÉRARD, C.E.L. 2009. Capture sequence and relative abundance of bats during surveys. Zoologia 26(1):103-108.

ESBÉRARD, C.E.L. & BERGALLO, H.G. 2005. Research on bats in the state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. Mastoz. Neot. 12(2):237-243.

ESBÉRARD, C.E.L., CHAGAS, A.S., BAPTISTA, M. & LUZ, E.M. 1996. Levantamento de Chiroptera na Reserva Biológica de Araras, Petrópolis, Rio de Janeiro - I - riqueza de espécies. Rev. Cient. C. Pes. Gonzaga Gama Filho 2:65-87.

ESBÉRARD, C.E.L. & DAEMON, C. 1999. Novo método para marcação de morcegos. Chiropt. Neotrop. 5(1-2):116-117.

ESBÉRARD, C.E.L., JORDÃO-NOGUEIRA, T., LUZ, J.L., MELO, G.G.S., MANGOLIN, R., JUCÁ, N., RAÍCES, D.S.L., ENRICI, M.C. & BERGALLO, H.G. 2006. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Sudeste do Brasil. Rev. Brasil. Zoociências 8(2):151-157.

ESBÉRARD, C.E.L., SOARES-SANTOS, B. & FARIAH, D. 2007. New *Thyroptera tricolor* Spix records in the Atlantic Forest, Brazil (Chiroptera, Thyropteridae). Brazil. J. Biol. 67(2):379-380.

FENTON, M.B., ACHARYA, L., AUDET, D., HICKEY, M.B.C., MERRIMAN, C., OBRIST, M.K., SYME, D.M. & ADKINS, B. 1982. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. Biotropica 24(3):440-446.

FIDALGO, E.C.C., UZEDA, C.M., BERGALLO, H.G., COSTA, T.C.C. & ABREU M.B. 2009. Distribuição dos remanescentes vegetais no Estado do Rio de Janeiro. In Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro (H.G. Bergallo, E.C.C. Fidalgo, C.F.D. Rocha, M.C. Uzeda, M.B. Costa, M.A.S. Alves, M. Van Sluys, M.A. Santos, T.C.C. Costa, A.C.R. Cozzolino, eds.). Instituto Biomas, Rio de Janeiro, p.91-99.

GARDNER, A.L. 1977. Feeding habits. In Biology of bats of the New World family Phyllostomidae. Part II (R.J. Baker, J.K. Jones Jr. & D.C. Carter, eds.). Special Publications, Museum Texas Tech University, Texas, p.293-350.

LOURENÇO, E.C., COSTA, L.M., SILVA, R.M. & ESBÉRARD, C.E.L. 2010. Bat diversity of Ilha da Marambaia, southern Rio de Janeiro State, Brazil (Chiroptera, Mammalia). Brazil. J. Biol. 70(3): 511-519.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London.

MEDELLÍN, R.A., EQUIHUA, M. & AMIN, M.A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. Conserv. Biol. 14:1666-1675.

NOGUEIRA, M.R., PERACCHI, A.L. & POL, A. 2002. Notes on the lesser White-lined bat, *Saccopteryx leptura* (Schreber) (Chiroptera, Emballonuridae), from southeastern Brazil. Rev. Brasil. Zool. 19(4):1123-1130.

PERACCHI, A.L. & ALBUQUERQUE, S.T. 1993. Quirópteros do Município de Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil (Mammalia: Chiroptera). Brazil. J. Biol. 53(4):575-581.

PERACCHI, A.L. & NOGUEIRA, M.R. 2010. Lista anotada dos morcegos do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Chiropt. Neotrop. 16(1):508-519.

REIS, N.R., PERACCHI, A.L., MULLER, M.F., BASTOS, E.A. & SOARES, E.S. 1996. Quirópteros do Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo, Brasil (Mammalia: Chiroptera). Brazil. J. Biol. 56(1):87-92.

ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., ALVES, M.A.S. & VAN SLUYS, M. 2003. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica. Editora Rima, São José dos Campos.

TADDEI, V.A. & PEDRO, W.A. 1996. Morcegos (Chiroptera: Mammalia) do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo: diversidade de espécies. In Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia (J.E. Santos, ed.). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p.911-919.

TEIXEIRA, S.C. & PERACCHI, A.L. 1996. Morcegos do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil (Mammalia, Chiroptera). Rev. Brasil. Zool. 13:61-66.

UIEDA, W. & PEDRO, W.A. 1996. Chiroptera in the XXI Brazilian Zoology Congress. Chiropt. Neotrop. 2(1):41-42.

VIEIRA, C.O.C. 1942. Ensaio monográfico sobre os quirópteros do Brasil. Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo 3(8):219-471.

VIEIRA, C.O.C. 1955. Lista remissiva dos Mamíferos do Brasil. Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo 8(11):341-474.

Recebido em 27/11/2010
Versão reformulada recebida em 20/01/2011
Publicado em 28/01/2011

Apêndice

Apêndice 1. Espécimes testemunhos depositados na Coleção de Referência do Laboratório de Diversidade de Morcegos (LDM), Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro: *Anoura caudifer* LDM 1874 ♂, LDM 1873 ♀; *Artibeus fimbriatus* LDM 4189 ♂, LDM 4559 ♀; *Artibeus lituratus* LDM 1648 ♂, LDM 1627 ♀; *Artibeus obscurus* LDM 1586 ♂, LDM 1627 ♀; *Artibeus planirostris* LDM 1582 ♂, LDM 15842 ♀; *Chrotopterus auritus* LDM 3547 ♂, LDM 2147 ♀; *Carollia perspicillata* LDM 1619 ♂, LDM 1597 ♀; *Chiroderma doriae* LDM 1716 ♂, LDM 1715 ♀; *Chiroderma villosum* LDM 1602 ♀; *Desmodus rotundus* LDM 1151 ♂, LDM 1150 ♀; *Glossophaga soricina* LDM 1146 ♂, LDM 1650 ♀; *Lonchorrhina aurita* LDM 1640 ♂; *Lonchophylla bokermanni* Sazima, Vizotto and Taddei, 1978 LDM 1711 ♂, LDM 1781 ♀; *Micronycteris megalotis* LDM 1152 ♂, LDM 1601 ♀; *Molossus molossus* LDM 4306 ♀; *Molossus rufus* LDM 1760 ♂; *Myotis nigricans* LDM 2008 ♂, L 1621 ♀; *Myotis riparius* LDM 1850 ♂, LDM 1618 ♀; *Noctilio leporinus* LDM 1895 ♂; *Pygoderma bilabiatum* LDM 1853 ♀; *Phyllostomus hastatus* LDM 4947 ♀; *Platyrrhinus lineatus* LDM 2062 ♂, LDM 2061 ♀; *Platyrrhinus recifinus* LDM 4367 ♂, LDM 4297 ♀; *Saccopteryx leptura* LDM 1996 ♂; *Sturnila tildae* LDM 1744 ♂; *Sturnira lilium* LDM 2310 ♀, LDM 1897 ♀; *Thyroptera tricolor* LDM 1604 ♂; *Tonatia bidens* LDM 1799 ♀; *Trachops cirrhosus* LDM 2031 ♂, LDM 1606 ♀; *Vampyressa pusilla* LDM 1587♂, LDM 1620 ♀.

Are deep-sea cephalopods really common preys for oceanic seabirds?

***Teodoro Vaske Júnior*[1,2]**

[1]*Laboratório de Elasmobrânquios, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus do Litoral Paulista, Unidade São Vicente, Praça Infante Dom Henrique, s/n, Parque Bitaru, CEP 11330-900, São Vicente, SP, Brasil*
[2]*Corresponding author: Teodoro Vaske Júnior, e-mail: vaske@ig.com.br*

VASKE JR., T. **Are deep-sea cephalopods really common preys for oceanic seabirds?** Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02611012011.

Abstract: An analysis of published data on oceanic seabirds diets, show the predominance of muscular cephalopods with superficial distribution in the oceanic layers, but also important are the gelatinous and ammoniacal species restrict to layers below 300 m from the surface. In principle, it could be not expected that deep-sea cephalopods are common prey for seabirds like several authors have been concluded. It is proposed in this study that an indirect source, important and easily attainable, have been appeared with the beginning of tuna longline operations. The habit to feed upon viscera of the fishes captured by tuna longliners, that discard the gut contents to the water, may explain the probable equivocal conclusions that deep dwelling cephalopods are natural prey of oceanic seabirds.
Keywords: *squid, octopus, seabirds, prey-predator.*

VASKE JR., T. **Cefalópodes de profundidade são realmente presas comuns para aves marinhas oceânicas?** Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02611012011.

Resumo: Uma análise de dados publicados sobre dietas de aves marinhas oceânicas mostra a predominância de cefalópodes musculares e de distribuição mais superficial nas camadas oceânicas, mas também são importantes as espécies gelatinosas e amoniacais restritas a camadas abaixo dos 300 m da superfície. A princípio, não deveria se esperar que cefalópodes de profundidade fossem considerados presas comuns de aves marinhas oceânicas como reportados por muitos autores. É proposto neste estudo que uma fonte indireta, importante e de fácil obtenção, surgiu com o início das atividades dos barcos atuneiros que operam com espinhel. O hábito de ingerir restos de vísceras de peixes capturados em barcos espinheleiros pode explicar as prováveis conclusões equivocadas de que cefalópodes de profundidade são presas naturais de aves marinhas oceânicas.
Palavras-chave: *lula, polvo, aves marinhas, presa-predador.*

Introduction

Until the beginning of 1980's, the knowledge of the food of albatrosses and petrels was only available from occasional observations of boluses and prey remains observed at colonies (Rodhouse et al. 1987). While the fish and crustaceans in the stomachs are completely digested, mandibles or beaks of cephalopods remain undigested, and can be identified at family or even species level (Clarke et al. 1981). More recent studies show that oceanic cephalopods are reported as a common and natural food item in collections of dietary material of oceanic seabirds like the albatrosses and petrels (Prince 1980, Thomas 1982, Lipinski & Jackson 1989, Imber 1992, Rodhouse et al. 1987, Weimerskirch & Wilson 1992, Cooper & Klages 1995, Croxall 1987, Croxall & Prince 1994, Cherel & Klages 1997, van den Hoff 2001, Arata & Xavier 2003, Xavier et al. 2003, Petry et al. 2007). Cephalopods are also known as the main prey item for several pelagic predators such as tunas, billfishes, oceanic sharks and cetaceans, which reflect the abundance of cephalopods in the epi and mesopelagic environments. However, how albatrosses locate and catch cephalopods is still subject of much debate (Croxall & Prince 1994, Catry et al. 2004, Weimerskirch et al. 2005).

Croxall & Prince (1994) suggested that the sources of cephalopods for albatrosses are post-spawning die-offs, fishery waste, vomit of cetaceans, and diel vertical migrants squids. It is suggested in the present study that another important supply of cephalopods, that is profitable for the seabirds, is the remains of the stomach contents of gutted fishes captured by tuna longliners. In this way, the hypothesis of the present study is that an expressive amount of deep dwelling cephalopods ingested by oceanic seabirds derives from tuna longliners, and is not a natural cephalopod prey ingested at the surface. To provide this, a revision of published data on cephalopods found in the diet of oceanic seabirds was compared with data of vertical distribution of cephalopods to explain the differences.

Material and Methods

Data of oceanic seabirds diet were compiled from literature, where most data are from southern areas of the Atlantic, Indian and Pacific oceans, and also from subantartic waters (Weimerskirch et al. 1993, Croxall & Prince 1994, 1996, Cooper & Klages 1995, Cherel & Klages 1997, Imber 1999, van den Hoff 2001, Cherel et al. 2002, Xavier et al. 2003, Arata & Xavier 2003, Pitman et al. 2004, Colabuono & Vooren 2007). References for vertical distribution of cephalopods were obtained from Roper & Young (1975). Cephalopods which vertical distribution range attains the sea surface where considered as probable natural prey for oceanic seabirds, whereas deep dwelling cephalopods have restricted chances to be preyed by the birds.

Results and Discussion

The families of cephalopods found in the diet of thirteen species of the oceanic seabirds Wandering (*Diomedea exulans*), Royal (*Diomedea epomophora*), Laysan (*Phoebastria immutabilis*), Waved (*Phoebastria irrorata*), Black-footed (*Phoebastria nigripes*), Sooty (*Phoebetria fusca*), Light-mantled sooty (*Phoebetria palpebrata*), Black-browed (*Thalassarche melanophris*), Grey-headed (*Thalassarche chrysostoma*), Buller's (*Thalassarche bulleri*), Yellow-nosed (*Thalassarche chlororhynchos*), and White-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis,* and *Procellaria conspiscillata*), are shown in Table 1. Twenty nine cephalopod families were observed as prey item, where the most frequent were Ommastrephidae, Histioteuthidae, Cranchiidae, Onychoteuthidae, Chiroteuthidae, and Octopoteuthidae. Ommastrephidae was present in all seabirds, and Histioteuthidae was absent only in the Black-footed diet. The vertical distribution of the families indicates that twelve families (37.9%) are deep-water dwellers, i.e., improbable as natural prey for oceanic seabirds.

Scavenging is the main method of food search of seabirds, and then the seabirds are likely suited for daytime foraging. On the other hand, Imber (1992) calculated that 79% of the cephalopods found in the diet of Wandering albatross could be taken live at the surface, and 95% of them only or mainly at night, once some species are bioluminescent. Pitman et al. (2004) suggest that Laysan feed mainly on dead rather than live squid, once ommastrephids are their main food item. Moreover, ommastrephids are abundant at the sea surface only at night (Roper & Young 1975). Grey-headed spent 86 – 94% of their nighttime sitting on the sea, once diving is chiefly limited by their visual acuity (Huin & Prince 1997, Catry et al. 2004).

Post-spawning die-offs are a common event in cephalopods life cycles (Nesis 1982). Muscular squids like epipelagic ommastrephids and onychoteuthids tend to sink when die, while ammoniacal squids like mesopelagic histioteuthids and cranchiids tend to float. According to Croxall & Prince (1994), the buoyancy of different moribund species of cephalopods could explain the feeding habit on scavenged squid. By far, the most prevalent method of neutral buoyancy in cephalopods is the low-density body fluids resulted from exchange of sodium for ammonium ions (Seibel et al. 2004). High NH_4^+ levels are observed for histioteuthid, cranchiid, chiroteuthid and related squids that are commonly found in the diet of oceanic seabirds.

Wandering albatrosses catch their prey by surface seizing and are ill-adapted for diving (Weimerskirch & Wilson 1992). Black-browed and Grey-headed albatrosses can dive to 3 m (Vaske Jr. 1991), 6 m with a mean maximum depth of 2 to 3 m (Croxall & Prince 1994, Prince et al. 1994), or 6.5 m (Huin & Prince 1997). If we consider the restrict layer that the albatross can penetrate into the water, the feeding strategy must be either target on cephalopods located close to the surface, or forage on an extensive oceanic area looking for moribund or dead squids. Ammoniacal squids have small corporal mass that could be not profitable for seabirds in energetic terms. The wide visual range of the great pelagic fishes that inhabit the same environment of the cephalopods, allow them to prey the moribund cephalopods with much higher efficiency and quickness than the albatrosses. This imply in a probable scarce concentration of moribund squids near the surface that force the albatrosses to increase their foraging effort to zones of predictable prey concentration.

Fishery waste is another important source of cephalopod for seabirds, but fishes have probably much higher importance than cephalopods in trawlers fishery, because the bycatch of trawlers are normally composed of young fishes and non-target organisms of several taxa (Cherel et al. 2002, Arata & Xavier 2003), except for specific cephalopod fisheries (Thompson 1992). Cephalopods from fishery waste of coastal trawlers are small and coastal species, and are not common in the diet of albatrosses, because albatrosses inhabit the open oceans where bottom trawlers do not operate. For example, Wandering albatrosses spend only 2% of their time over the shelf, 30% over slope waters, and 68% over oceanic waters during foraging (Weimerskirch et al. 2005).

Vomit of cetaceans is proposed as cephalopod source for albatrosses by Clarke et al. (1981), once cephalopods taken from sperm whales (*Physeter macrocephalus*), long-finned pilot whales (*Globicephala melas*), and Southern bottlenose whale (*Hyperoodon planifrons*), are similar to those found in the diet of the Wandering albatross. Nevertheless, vomit of cetaceans may be very occasional, and the spew is probably composed only by beaks, not by muscular cephalopods, if not, vomiting would be prejudicial for the cetacean with the loss of energy supplied by muscular squids. Moreover, cetaceans have scarce distribution around the oceans, which imply that albatrosses must sustain a constant escort to get

some occasional vomit, which could be not profitable in the energetic point of view.

The species and families of meso and bathypelagic cephalopods found in the diet of albatrosses, like Grimalditeuthidae, Promachoteuthidae, Vampyroteuthidae, Neoteuthidae, Batoteuthidae, Bolitaenidae, Mastigoteuthidae, and Chiroteuthidae, are reported only for catch composition of deep-water research trawls, submergible researches, and also as prey item of tunas, billfishes, oceanic sharks and cetaceans. In this way, these cephalopods of deep waters are probably prey items of great pelagic fishes caught by the longliners, where the hooks are distributed between 30 and 600 m depths, depending on each longline operation. During the fishing activity guts are discarded to the water, and are ingested by the seabirds that escort the fishing boats. Albatrosses feeding upon guts are easily sighted during longline operations (Vaske Jr. 1991). When a large fish is retrieved and gutted onboard, the fishermen cast away into the water the head, liver, stomach, intestine and gonads. At this moment, albatrosses ingest the viscera floating at the surface or at least three meters deep (Vaske Jr. 1991), including the cephalopods that are deriving from the stomachs of the fishes. In this way, conclusions that deep dwelling cephalopods are natural or common prey of albatrosses and other seabirds may be inadequate, and may lead to equivocal ecological arguments. With the exceptions of some onychoteuthids and architeuthids, the meso and bathypelagic cephalopods have very small body mass, and they are commonly preyed by fishes and cetaceans, so they probably have very low abundance in surface waters.

The lack of good information on albatross feeding habits before the beginning of longline fishing after 1950's do not allow to compare and explain if deep water cephalopods are really common items of the albatrosses, or if the presence of these families are result of a new feeding habit that has appeared with the longline operations. The proportion of cephalopods in the diet represent 40% in mass for Wandering in South Georgia (Rodhouse et al. 1987), and 77% in the Crozet islands (Ridoux 1994). For Grey headed, cephalopod proportion is 49% in South Georgia (Rodhouse et al. 1990) and 89% in the Crozet islands (Ridoux 1994). In southern Brazil cephalopods represent 32% of the diet of the Black browed (Petry et al. 2007). Although it is clear the importance of cephalopod as prey items,

Table 1. Families of cephalopods found as prey items of oceanic seabirds compiled from literature. Families in bold are deep dwelling cephalopods.

	Diomedea exulans	*Diomedea epomophora*	*Phoebastria immutabilis*	*Phoebastria irrorata*	*Phoebastria fusca*	*Phoebastria nigripes*	*Thalassarche melanophris*	*Thalassarche chrysostoma*	*Thalassarche bulleri*	*Thalassarche chlororhynchos*	*Phoebetria palpebrata*	*Procellaria aequinoctialis*	*Procellaria conspicillata*	**Depth distribution (m)**		
														Min	**Med**	**Max**
Alloposidae	X	-	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	0	200	1000
Ancistrocheiridae	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	0	100	1200
Architeuthidae	X	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	80	300	1300
Argonautidae	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	0	10	200
Batoteuthidae	X	-	-	-	X	-	X	X	-	-	X	-	-	300	1200	2500
Bolitaenidae	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	200	900	1200
Brachioteuthidae	X	-	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	-	80	100	200
Chiroteuthidae	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	-	100	500	1200
Cranchiidae	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	-	0	300	1200
Cycloteuthidae	X	-	-	-	X	-	-	X	-	X	X	-	-	0	500	1200
Enoploteuthidae	X	-	X	X	X	-	X	-	X	X	-	-	-	0	100	1200
Gonatidae	X	-	X	-	X	-	X	X	-	X	X	-	-	0	500	1200
Grimalditeuthidae	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	800	1500	2600
Histioteuthidae	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	0	500	1200
Lepidoteuthidae	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	0	500	700
Loliginidae	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	0	20	300
Lycoteuthidae	X	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	0	300	3000
Mastigoteuthidae	X	-	X	-	X	-	X	X	X	-	X	-	-	200	600	1200
Neoteuthidae	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	900	1500	3000
Octopodidae	X	X	-	-	-	X	X	-	X	-	X	-	-	0	10	50
Octopoteuthidae	X	-	X	-	X	X	-	X	X	X	X	-	X	0	500	1200
Ocythoidae	-	-	X	-	-	-	X	X	X	-	-	X	-	0	10	30
Ommastrephidae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0	300	1500
Onychoteuthidae	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	0	50	500
Pholidoteuthidae	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	0	500	700
Promachoteuthidae	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1300	1500	2500
Psychroteuthidae	X	-	-	-	X	-	X	X	-	-	X	-	-	0	100	200
Sepiidae	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	10	50
Vampyroteuthidae	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	200	700	1200

further attention is needed in the quantitative point of view, once cephalopod beaks are cumulative in the stomachs, which may lead to an overestimation of the cephalopods in the overall diet, as regarded for pelagic predator such as tunas, billfishes and sharks (Zavala-Camin 1996, Vaske Jr. & Rincon 1998).

Nowadays, almost whole oceans are explored by longliners, from equatorial to circumpolar waters, which supply with available and abundant food resources through the discharges from the fishing boats, and consequently, an apprenticeship of the seabirds in take advantage of this easy food resource. A tragic consequence that resulted from this apprenticeship was the serious increase of the mortality rate of albatrosses hooked on longlines in the last decades, when the birds eat the baits, normally cephalopods, and die hooked (Brothers 1991, Vaske Jr. 1991, Neves & Olmos 1997, Neves et al. 2006, Gilman et al. 2007).

As a conclusive remark, it is suggested that cephalopods acquired more importance as a food item of seabirds since the beginning of longliners operations, especially concerned with deep water species that are incorrectly reported as a natural prey item of seabirds, mainly albatrosses.

References

ARATA, J. & XAVIER, J.C. 2003. The diet of black-browed albatrosses at Diego Ramirez islands, Chile. Polar Biol. 26:638-647.

BROTHERS, N.P. 1991. Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. Biol. Conserv. 55:255-268.

CATRY, P., PHILLIPS, R.A., PHALAN, B., SILK, J.R.D. & CROXALL, J.P. 2004. Foraging strategies of grey-headed albatrosses *Thalassarche chrysostoma*: integration of movements, activity and feeding events. Mar. Ecol. Prog. Ser. 280:261-273.

CHEREL, Y. & KLAGES, N. 1997. A review of the food albatrosses. In Albatross Biology and Conservation. Surrey & Beatty, Sydney, p.113-136.

CHEREL, Y., WEIMERSKIRCH, H. & TROUVÉ, C. 2002. Food and feeding ecology of the neritic slope forager black-browed albatross and its relationships with commercial fisheries in Kerguelen waters. Mar. Ecol. Prog. Ser. 207:183-199.

CLARKE, M.R., CROXALL, J.P. & PRINCE, P.A. 1981. Cephalopod remains in regurgitation of the wandering albatross *Diomedea exulans* L. at South Georgia. Br. Antarct. Surv. Bull. 54:9-21.

COLABUONO, F.I. & VOOREN, C.M. 2007. Diet of black-browed *Thalassarche melanophrys* and Atlantic yellow-nosed *T. chlororhynchos* albatrosses and white-chinned *Procellaria aequinoctialis* and sectacled *P. conspicillata* petrels off southern Brazil. Mar. Ornithol. 35:9-20.

COOPER, J.M. & KLAGES, N.T.W. 1995. The diets and dietary segregation of sooty albatrosses (*Phoebetria* spp.) in subantarctic Marion Island. Antarct. Sci. 7(1):15-23.

CROXALL, J.P. & PRINCE, P.A. 1994. Dead or alive: night or day. How do albatrosses catch squid? Antarct. Sci. 6(2):155-162.

CROXALL, J.P. & PRINCE, P.A. 1996. Cephalopod as prey. I. Seabirds. Phil. Trans. Royal Soc. London Bull. 351:1023-1043.

CROXALL, J.P. 1987. Seabirds feeding biology and role in marine ecosystems. Cambridge.

GILMAN, E., BROTHERS, N. & KOBAYASHI, D.R. 2007. Comparison of three seabird bycatch avoidance methods in Hawaii-based pelagic longline fisheries. Fish. Sci. 73:208-210.

HUIN, N. & PRINCE, P.A. 1997. Diving behaviour of the grey-headed albatross. Antarct. Sci. 9(3):243-249.

IMBER, M.J. 1992. Cephalopods eaten by Wandering Albatrosses (*Diomedea exulans*, L.), breeding at six circumpolar localities. J. Royal Soc. New Zealand. 22:243-263.

IMBER, M.J. 1999. Diet and feeding ecology of the Royal Albatross *Diomedea epomophora* – king of the shelf break and inner slope. Emu. 99:200-211.

LIPINSKI, M.R. & JACKSON, A. 1989. Surface-feeding on cephalopods by Procellariiform seabirds in the Southern Benguela Region, South Africa. J. Zool. 218:549-563.

NESIS, K.N. 1982. Cephalopods of the world. V.A.A.P., Moscou.

NEVES, T. & OLMOS, F. 1997. Albatross mortality in fisheries of the coast of Brazil. In Albatross biology and conservation. Surrey & Beatty, Sydney, p. 113-136.

NEVES, T., BUGONI, L. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.(ed.). 2006. Aves oceânicas e suas interações com a pesca na região sudeste-sul do Brasil. Instituto Oceanográfico–USP. Série Documentos Revizee: Score Sul.

PETRY, M.V., FONSECA, V.S.S. & SCHERER, A.L. 2007. Analysis of stomach contents from the black-browed albatross, *Thalassarche melanophris*, on the coast of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. Polar Biol. 30:321-325.

PITMAN, R.L., WALKER, W.A., EVERETT, W.T. & GALLO-REYNOSO, J.P. 2004. Population status, foods, and foraging of Laysan albatrosses *Phoebastria immutabilis* nesting on Guadalupe island, Mexico. Mar. Ornithol. 32:159-165.

PRINCE, P.A. 1980. The food and feeding ecology of grey-headed albatross *Diomedea chrysostoma* and black-browed albatross *D. melanophrys*. Ibis. 122:476-488.

PRINCE, P.A., HUIN, N. & WEIMERSKIRSCH, H. 1994. Diving depths of albatrosses. Antarct. Sci. 6:353-354.

RIDOUX, V. 1994. The diets and dietary segregation of seabirds at the subantartic Crozet islands. Mar. Ornithol. 22:1-192.

RODHOUSE, P.G., CLARKE, M.R. & MURRAY, A.W.A. 1987. Cephalopod prey of the blackbrowed albatross *Diomedea melanophris* at the South Georgia. Mar. Biol. 96:1-10.

RODHOUSE, P.G., PRINCE, P.A., CLARKE, M.R. & MURRAY, A.W.A. 1990. Cephalopod prey of the grey-headed albatross *Diomedea chrysostoma.* Mar. Biol. 104:353-362.

ROPER, C.F.E. & YOUNG, R.E. 1975. Vertical distribution of pelagic cephalopods. Smith. Contr. Zool. 209:1-51.

SEIBEL, B.A., GOFFREDI, S.K., THUESEN, E.V., CHILDRESS, J.J. & ROBISON, B.H. 2004. Ammonium content and buoyancy in midwater cephalopods. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 313:375-387.

THOMAS, G. 1982. The food and feeding ecology of the light-mantled sooty albatross. Emu. 82:92-100.

THOMPSON, K.R. 1992. Quantitative analysis of the use of discards from squid trawlers by black-browed albatrosses *Diomedea melanophris* in the vicinity of the Falklands islands. Ibis. 134:11-21.

VAN DEN HOFF, J. 2001. Further observations on the cephalopod diet of Wandering Albatrosses (*Diomedea exulans* L.) at Macquire Island. Emu. 101:169-172.

VASKE Jr., T. & RINCÓN, G. 1998. Conteúdo estomacal dos tubarões azul *(Prionace glauca*) e anequim (*Isurus oxyrhincus*) em águas oceânicas no sul do Brasil. Rev. Bras. Biol. 58(3):443-450.

VASKE Jr., T. 1991. Seabirds mortality on longline fishing for tuna in southern Brazil. Cien. Cult. 43(5):388-390.

WEIMERSKIRCH, H. & WILSON, R.P. 1992. When do wandering albatrosses *Diomedea exulans* forage? Mar. Ecol. Prog. Ser. 86:297-300.

WEIMERSKIRCH, H., GAULT, A. & CHEREL, Y. 2005. Prey distribution and patchiness: factors in foraging success and efficiency of wandering albatrosses. Ecology 86(10):2611-2622.

WEIMERSKIRCH, H., SALAMOLARD, M., SARRAZIN, F., JOUVENTIN, P. 1993. Foraging strategy of wandering albatrosses through the breeding season: a study using satellite telemetry. Auk. 110:325-342.

XAVIER, J.C., CROXALL, J.P., TRATHAM, P.N. & WOOD, A.G. 2003. Feeding strategies and diet of breeding grey-headed and wandering albatrosses at South Georgia. Mar. Biol. 143:221-232.

ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. EDUEM , Maringá.

Received 20/07/2010
Revised 21/02/2011
Accepted 21/02/2011

A comparative study of the Bivalvia (Mollusca) from the continental shelves of Antarctica and Brazil

Flávio Dias Passos[1,2] & Frederico Thomaisino Magalhães[1]

[1]Department of Animal Biology, Institute of Biology, University of Campinas – UNICAMP, P.O. Box 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brazil
[2]Corresponding author: Flávio Dias Passos, e-mail: flaviodp@unicamp.br

PASSOS, F.D. & MAGALHÃES, F.T. **A comparative study of the Bivalvia (Mollusca) from the continental shelves of Antarctica and Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02211012011.

Abstract: During identification of bivalve molluscs collected in Antarctica, a rich taxonomic bibliography was gathered, stimulating comparisons with the Brazilian malacofauna. We listed a total of 68 and 368 known shallow-water species (less than 200 m depth) from Antarctica and Brazil, respectively, in order to find species, families and superfamilies in common, and to investigate how these malacofaunas differ in regard to these representative groups and their life habits. There are 23 superfamilies absent in Antarctica, but present in Brazil with at least one species; the reverse does not occur, as all superfamilies known from Antarctica are also recorded from Brazil. The number of Brazilian species is higher, being composed of a mixture of taxa from different biogeographical provinces, whereas in Antarctica there are only a few species adapted to its polar conditions, with minor components from elsewhere. Thus, many typical Caribbean species extend into Brazil, belonging to the diverse Arcoidea, Pectinoidea, Lucinoidea, Cardioidea, Veneroidea, and Tellinoidea. Cemented Ostreoidea, Plicatuloidea, Dimyoidea, Spondylidae (Pectinoidea), and Chamoidea are absent from Antarctica, as are wood (Teredinidae, Pholadoidea) and rock borers (Pholadidae, Pholadoidea; Gastrochaenoidea; and Lithophaginae, Mytiloidea). A large number of Brazilian species of infaunal (e.g., Tellinidae, Veneridae, Cardiidae, and Mactroidea) and epifaunal groups (Pectinidae, Mytilidae, and Arcidae) are absent from or poorly represented in Antarctica. Nuculanoidea, Limopsoidea, Lucinoidea, Galeommatoidea, Cyamioidea, and Cuspidarioidea are the richest groups in Antarctica; some of them are also represented by several species in Brazil, albeit in deeper waters. Three species are recorded as living in both places: *Limatula pygmaea* (Limidae), *Lasaea adansoni* (Lasaeidae), and *Gaimardia trapesina* (Gaimardiidae). Through the analysis of these groups from each fauna, it is possible to identify those that are taxonomically diverse in one place or another, and then emphasize them in ecological studies, eventually using them as model or monitoring organisms. The present paper can be a starting point for future discussion on the existing latitudinal gradients along the coast of eastern South America, stimulating studies on changes occurring in the composition of the faunas of bivalves from Brazil, Uruguay, Argentina, and Antarctica.
Keywords: *checklist, shallow waters, brazilian fauna, antarctic fauna.*

PASSOS, F.D. & MAGALHÃES, F.T. **Estudo comparativo dos Bivalvia (Mollusca) da plataforma continental da Antártica e do Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02211012011.

Resumo: Durante a identificação de moluscos bivalves coletados na Antártica, foi reunida uma rica bibliografia taxonômica, estimulando comparações com a malacofauna do Brasil. Assim, listamos um total de 68 espécies conhecidas para águas rasas (menos de 200 m de profundidade) da Antártica e 368 para o Brasil, procurando encontrar espécies, famílias e superfamílias em comum a ambos os locais, e investigando em que essas malacofaunas diferem em relação aos grupos representados e em relação ao hábito de vida das suas espécies. Vinte e três superfamílias não possuem representantes antárticos, mas estão presentes com pelo menos uma espécie brasileira; o oposto não ocorre, pois todas superfamílias que ocorrem na Antártica também são conhecidas para o Brasil. O número de espécies brasileiras é maior, composto por uma mistura de táxons de diferentes províncias biogeográficas, enquanto na Antártica existem somente poucas espécies adaptadas às condições polares, com uma minoria de representantes de fora da Antártica. Dessa forma, muitas espécies típicas do caribe se distribuem até o Brasil, pertencendo aos diversos Arcoidea, Pectinoidea, Lucinoidea, Cardioidea, Veneroidea e Tellinoidea. Cimentantes Ostreoidea, Plicatuloidea, Dimyoidea, Spondylidae (Pectinoidea) e Chamoidea não estão presentes na Antártica, como também não estão perfuradores de madeira (Teredinidae, Pholadoidea) e de rochas (Pholadidae, Pholadoidea; Gastrochaenoidea; e Lithophaginae, Mytiloidea). É notável o grande número de espécies brasileiras de grupos infaunais (exemplos, Tellinidae, Veneridae, Cardiidae e Mactroidea) e epifaunais (Pectinidae, Mytilidae e Arcidae), que são ausentes ou pobremente representados na Antártica. Nuculanoidea, Limopsoidea, Lucinoidea, Galeommatoidea, Cyamioidea e Cuspidarioidea são os grupos mais ricos em espécies antárticas, alguns deles também sendo especiosos no Brasil, entretanto, em maiores profundidades. Três espécies são registradas para ambos os locais: *Limatula pygmaea* (Limidae), *Lasaea adansoni* (Lasaeidae) e *Gaimardia trapesina* (Gaimardiidae). Através de análises dos grupos, é possível apontar aqueles que são taxonomicamente diversos em uma ou outra fauna, e então enfatizá-los em estudos ecológicos, utilizando-os como "organismos monitores" ou modelos. O presente trabalho pode ser um ponto de partida para futuras discussões sobre a ocorrência de um gradiente latitudinal ao longo da costa leste da América do Sul, estimulando trabalhos sobre mudanças que ocorrem na composição das faunas de bivalves do Brasil, Uruguai, Argentina e Antártica.
Palavras-chave: *lista de espécies, águas rasas, fauna brasileira, fauna antártica.*

Introduction

The importance of studies of Antarctic organisms has been recently acknowledged. With recognition of global-scale phenomena such as, for example, those related to climate changes, knowledge of these animals has become essential for better comprehension and proper management of ecosystems, raising questions about their ecology and physiology. These studies are largely dependent on the correct identification of the species, eventually stimulating investigations on taxonomy, systematics, and biogeography.

The Brazilian Antarctic Program (PROANTAR) is contributing to knowledge of the organisms from the South Shetland Islands (an archipelago near the Antarctic Peninsula), especially of those from the coastal areas around King George Island, where the program's scientific activities are now concentrated. Beginning with the first Brazilian expeditions, many molluscs have been collected from this location, and brought for identification by the malacologists of the Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IBUSP), coordinated by the late Prof. Walter Narchi (Narchi et al. 2002, Domaneschi et al. 2007). Investigations on the biology and anatomy of bivalves were continued by Prof. Osmar Domaneschi and his students (Narchi et al. 2002, Domaneschi et al. 2002, 2007, Passos et al. 2005, 2007, Sartori & Domaneschi 2005, Passos & Domaneschi 2006, 2009, Sartori et al. 2006), who gathered a rich bibliography on these animals, especially on their taxonomy.

Through a series of papers on the Antarctic bivalves, Nicol pointed out some of their peculiar characteristics, such as the high percentage of small-sized species (less than 15.0 mm) (Nicol 1964b, 1966a); the small number of species of some groups that are otherwise well represented in warm shallow waters (venerids, lucinids, tellinids, and cardiids) (Nicol & Gavenda 1964); the lack of shell-attached species (Nicol 1964a); some morphological characters which are common, such as thin and chalky shells, with a lack of bright colors and absence of color patterns and spines, and ornamentation, when present, subdued (Nicol 1965, 1967, 1970); and the low percentage of Antarctic species with infaunal habits (Nicol 1970). Subsequently, the evolutionary history of the Antarctic Bivalvia was analyzed (Crame 1992, 1996, 1997, 2000), as well as other aspects, including biogeography (Crame 1993, Brandt et al. 1999), physiology (e.g., Clarke 1983, Ahn 1997, Peck & Conway 2000, Abele et al. 2001, Heilmayer & Brey 2003), ecology (e.g., Ralph & Maxwell 1977, Stockton 1984, Berkman 1990, Arnaud & Hain 1992, Brey & Hain 1992, Brey et al. 1993, Nigro 1993, Peck & Bullough 1993, Cattaneo-Vietti et al. 1997, 2000, Mercuri et al. 1998, Urban & Mercuri 1998, Chiantore et al. 2003), and reproductive biology (e.g., Richardson 1980, Berkman et al. 1991, Hain & Arnaud 1992, Prezant et al. 1992, Bigatti et al. 2001, Peck et al. 2007, Kang et al. 2009, Passos & Domaneschi 2009). In the present contribution, the faunas of Bivalvia from Brazil and Antarctica were compared, aiming to answer the following questions: At higher taxonomic levels (families, superfamilies), which taxa mostly diverge? Are there species that occur in both places? What are their differences in life habits? And finally, what are the possible causes of these divergences? These questions were investigated here, through examination of the species on the continental shelf, excluding those from deeper waters.

Materials and Methods

Initially, a comparison between the Antarctic and Brazilian bivalves at the species and genus levels appeared to be a very difficult task, in view of the many existing taxonomic debates. Apart from problems related to synonymy, the relationships of some genera are still unresolved, awaiting worldwide revisions. For example, some authors consider that *Tellina* and *Thyasira* are composed by many subgenera (e.g., Mikkelsen & Bieler 2008), while others split them into many genera (e.g., Rios 1994, 2009, Coan et al. 2000). These subjects are not treated here. Although fewer, there are also taxonomic debates at the family and superfamily levels, and to facilitate comparisons, some decisions were taken, as follows.

The family Manzanellidae was considered in a separate superfamily, the Manzanelloidea, apart from the Solemyoidea. Glycymerididae was included within the Arcoidea. Plicatulidae was separated from Dimyidae, each forming its own superfamily, Plicatuloidea and Dimyoidea. One single group, Crassatelloidea, comprises four families (Crassatellidae, Astartidae, Carditidae, and Condylocardiidae), and five others (Galeommatidae, Lasaeidae, Leptonidae, Kelliidae, and Chlamydoconchidae) compose the Galeommatoidea. Trapezidae is placed in Arcticoidea, and Glossidae, Kelliellidae, and Vesicomyidae are grouped in Glossoidea. Cyamiidae, Neoleptonidae, Gaimardiidae, and Sportellidae form the Cyamioidea. Gastrochaenidae was treated in a separate superfamily, the Gastrochaenoidea. The Thracioidea were removed from the Pandoroidea, with the former composed by Thraciidae, Laternulidae, and Periplomatidae, and the latter by Pandoridae and Lyonsiidae. And finally, the septibranch families are grouped into three distinct superfamilies: Poromyoidea (Poromyidae), Cuspidarioidea (Cuspidariidae), and Verticordioidea (Verticordiidae and Lyonsiellidae).

Therefore, with these taxonomic problems in mind, an extensive bibliographic survey was carried out, to list the species recorded from the shelf of the Antarctic and Brazilian coasts, and excluding groups exclusively found in fresh and deep water, or only represented by fossil species. Each species was carefully analyzed as to its bathymetric distribution, and only those recorded from less than 200 meters depth were listed, hence restricting our analysis to the nearshore fauna. For the Antarctic, we included only the species recorded from around the continent and the islands of the Scotia Arc (except South Georgia); species recorded only from other subantarctic islands were excluded. For the Bivalvia living in Antarctica, the main references were Pelseneer (1903), Lamy (1906a, b, 1911), Melvill & Standen (1907), Thiele (1912), Smith (1915), Hedley (1916), Carcelles (1944, 1950, 1953), Carcelles & Williamson (1951), Powell (1951, 1958, 1960), Soot-Ryen (1951), Stuardo (1962), Castellanos (1963), Dell (1964, 1990), Nicol (1966b), Arnaud (1972, 1973), Rabarts & Whybrow (1979), Arnaud et al. (1986, 2001), Mühlenhardt-Siegel (1989), Hain (1990), Villarroel & Stuardo (1998), Linse (1999, 2004, 2006), Forcelli (2000), Narchi et al. (2002), Zelaya & Ituarte (2002, 2006), Griffiths et al. (2003), Passos et al. (2005, 2007), Sartori & Domaneschi (2005), Zelaya (2005, 2009, 2010), Passos & Domaneschi (2006), Aldea et al. (2008, 2009), Aldea & Troncoso (2008), and Troncoso & Aldea (2008). For Brazil, the references were Klappenbach (1965, 1966a, b), Boss (1966, 1968, 1969, 1972), Narchi (1966, 1973, 1974, 1975, 1976, 1985a, b), Matthews & Kempf (1970), Morrison (1971), Penna (1971), Abbott (1974), Marini (1974), Coelho & Campos (1975), Narchi & Domaneschi (1977), Penna-Neme (1978, 1983), Domaneschi (1984, 1985), Avelar & Narchi (1984), Esteves (1984), Penna-Neme & Cruz-Natali (1984), Tenório (1984), Domaneschi & Lopes (1986a, b, 1988/9), Tenório et al. (1986), Guerón & Coelho (1989), Lopes & Narchi (1993), Rios (1994, 2009), Domaneschi & Narchi (1998), Salvador et al. (1998), Simone (1998, 2001, 2008, 2009a, b), Domaneschi & Martins (2002), Leonel et al. (2002), Quast (2003), Soares-Gomes & Pires-Vanin (2003), Allen (2004), Domaneschi & Shea (2004), Meserani et al. (2004), Simone & Chichvarkhin (2004), Absalão & Pimenta (2005), Arruda (2005), Arruda & Domaneschi (2005), Souza et al. (2005), Amaral et al. (2006), Denadai et al. (2006), Simone & Gonçalves (2006), Arruda et al. (2007), Mikkelsen

& Bieler (2008), Oliveira & Absalão (2008), Resgalla et al. (2008), Simone & Cunha (2008a, b), and Simone & Penchaszadeh (2008).

Based on the literature, representative species of each family or superfamily were investigated regarding their life habits, in order to classify them as infaunal (I) or epifaunal (E). Additionally, the infaunal species were also classified as rock/wood borers (Ib) or tube dwellers (It), and the epifaunal as cemented to the substratum (Ec). Some groups are composed of species with different modes of life, and so are very diverse in this respect. These cases were also noted, with some caution in generalizations. For example, among the Arcoida and Limopsoidea, members of some families are epifaunal, living attached by byssus threads (Arcidae, Noetiidae, and Philobryidae); while for other families they are infaunal (Glycymerididae, Limopsidae). In the Mytiloidea, many Mytilinae species are byssally attached, but the Lithophaginae are rock borers. Within the Pectinoidea, species of Spondylidae are sessile, living cemented to the substratum, a life habit very different from the Pectinidae and Propeamussiidae. And finally, Galeommatoidea, Cyamioidea, and Myoidea are highly diverse, with both infaunal and epifaunal species. For this analysis, more general works were consulted (Boss 1982, Mikkelsen & Bieler 2008, Beesley et al. 1998), as well as other papers on some species both from Antarctica and Brazil (cited above).

Results

The Bivalvia known from shallow waters of Antarctica and Brazil are listed as follows, totaling 68 and 368 species, respectively:

1. Species from Antarctica

SUPERFAMILY NUCULOIDEA:

Family Nuculidae: *Nucula falklandica* Preston, 1912.

SUPERFAMILY NUCULANOIDEA:

Family Nuculanidae: *Nuculana inaequisculpta* (Lamy, 1906), *Propeleda longicaudata* (Thiele, 1912), *Yoldiella antarctica* (Thiele, 1912), *Yoldiella valettei* (Lamy, 1906), *Yoldiella sabrina* (Hedley, 1916), and *Yoldiella profundorum* (Melvill & Standen, 1912);

Family Yoldiidae: *Yoldia eightsi* (Couthouy, 1839 in Jay);

Family Siliculidae: *Silicula rouchi* Lamy, 1910.

SUPERFAMILY LIMOPSOIDEA:

Family Limopsidae: *Limopsis marionensis* Smith, 1885, *Limopsis lilliei* Smith, 1915, *Limopsis scotiana* Dell, 1964, *Limopsis scabra* Thiele, 1912, and *Limopsis enderbyensis* Powell, 1958;

Family Philobryidae: *Philobrya sublaevis* Pelseneer, 1903, *Philobrya wandelensis* Lamy, 1906, *Philobrya olstadi* (Soot-Ryen, 1951), *Philobrya capillata* Dell, 1964, *Adacnarca nitens* Pelseneer, 1903, *Adacnarca limopsoides* (Thiele, 1912), *Lissarca miliaris* (Philippi, 1845), and *Lissarca notocardensis* Melvill & Standen, 1907.

Superfamily Mytiloidea:

Family Mytilidae: *Dacrydium albidum* Pelseneer, 1903.

SUPERFAMILY LIMOIDEA:

Family Limidae: *Limatula pygmaea* (Philippi, 1845), *Limatula simillima* Thiele, 1912, *Limatula hodgsoni* (Smith, 1907), and *Limatula ovalis* (Thiele, 1912).

SUPERFAMILY PECTINOIDEA:

Family Pectinidae: *Adamussium colbecki* (Smith, 1902);

Family Propeamussiidae: *Cyclochlamys gaussianus* (Thiele, 1912) and *Cyclopecten pteriola* (Melvill & Staden, 1907).

SUPERFAMILY LUCINOIDEA:

Family Lucinidae: *Epicodakia falklandica* Dell, 1964;

Family Thyasiridae: *Thyasira falklandica* Smith, 1885, *Thyasira bongraini* (Lamy, 1910), *Parathyasira dearborni* (Nicol, 1965), *Axinulus antarcticus* Zelaya, 2010, and *Genaxinus debilis* Thiele, 1912 [Observation: Nicol (1966) and Hain (1990) referred *G. debilis* to *G. bongraini*, and Zelaya (2005) noted that its presence is "uncertain" for South Georgia, South Orkneys, and the South Shetlands islands; Aldea et al. (2008) considered this species a synonym of *T. dearborni*].

SUPERFAMILY CRASSATELLOIDEA:

Family Astartidae: *Astarte longirostris* Orbigny, 1846;

Family Carditidae: *Cyclocardia astartoides* (Martens, 1878).

SUPERFAMILY GALEOMMATOIDEA:

Family Lasaeidae: *Lasaea consaguinea* (Smith, 1877), *Lasaea adansoni* (Gmelin, 1791), *Mysella minuscula* (Pfeffer, 1886), *Mysella charcoti* (Lamy, 1906), *Mysella gibbosa* (Thiele, 1912), *Mysella narchii* Passos & Domaneschi, 2006, *Mysella antarctica* (Smith, 1907), *Montacuta nimrodiana* (Hedley, 1911), and *Waldo parasiticus* (Dall, 1876);

Family Kelliidae: *Kellia simulans* Hedley, 1911, *Pseudokellya cardiformis* Smith, 1885, and *Pseudokellya gradata* Thiele, 1912;

Family Leptonidae: *Solecardia antarctica* Hedley, 1911.

SUPERFAMILY CYAMIOIDEA:

Family Gaimardiidae: *Kidderia subquadratum* (Pelseneer, 1903) and *Gaimardia trapesina* (Lamarck, 1819);

Family Cyamiidae: *Cyamiomactra laminifera* (Lamy, 1906), *Cyamiocardium denticulatum* (Smith, 1907), *Cyamiocardium crassilabrum* Dell, 1964, and *Ptychocardia vanhoeffeni* Thiele, 1912;

Family Neoleptonidae: *Neolepton parasiticum* (Dall, 1876).

SUPERFAMILY HIATELLOIDEA:

Family Hiatellidae: *Hiatella meridionalis* Orbigny, 1846.

SUPERFAMILY PANDOROIDEA:

Family Lyonsiidae: *Lyonsia arcaeformis* Martens, 1885.

SUPERFAMILY THRACIOIDEA:

Family Thraciidae: *Thracia meridionalis* Smith, 1885;

Family Laternulidae: *Laternula elliptica* (King & Broderip, 1831).

SUPERFAMILY POROMYOIDEA:

Family Poromyidae: *Poromya adelaidis* (Hedley, 1916).

SUPERFAMILY CUSPIDARIOIDEA:

Family Cuspidariidae: *Cuspidaria infelix* Thiele, 1912, *Cuspidaria kerguelensis* Smith, 1885, *Cuspidaria tenella* Smith, 1907, *Cuspidaria minima* (Egorova, 1993), and *Cuspidaria concentrica* Thiele, 1912.

2. Species from Brazil

SUPERFAMILY SOLEMYOIDEA:

Family Solemyidae: *Solemya patagonica* Smith, 1885 and *Solemya notialis* Simone, 2009 [Observation: Rios (1994, 2009) and Mikkelsen & Bieler (2008) referred *S. notialis* to *S. occidentalis* Deshayes, 1857, which was considered to be restricted to the Florida-Caribbean Region by Abbott (1974)].

SUPERFAMILY MANZANELLOIDEA:

Family Manzanellidae: *Nucinella serrei* Lamy, 1912.

SUPERFAMILY NUCULOIDEA:

Family Nuculidae: *Nucula brasiliana* Esteves, 1984, *Nucula semiornata* Orbigny, 1846, *Nucula venezuelana* Weisbord, 1964 and *Ennucula puelcha* (Orbigny, 1846) [Observation: Abbott (1974) referred *N. semiornata* to *N. crenulata* Adams, 1856, a species recorded by Mikkelsen & Bieler (2008) from "North Carolina to Florida, West Indies, Gulf of Mexico, Caribbean Central America, South America (to Patagonia)"].

SUPERFAMILY NUCULANOIDEA:

Family Nuculanidae: *Nuculana acuta* (Conrad, 1832), *Nuculana cestrota* (Dall, 1890), *Nuculana concentrica* (Say, 1824), *Nuculana larranagai* Klappenbach & Scarabino, 1968, *Nuculana fortiana* Esteves, 1984, *Nuculana platessa* (Dall, 1889), *Adrana electa* (Adams, 1846), *Adrana patagonica* (Orbigny, 1846), and *Adrana tellinoides* (Sowerby, 1823);

Family Malletiidae: *Malletia cumingii* (Hanley, 1860);

Family Yoldiidae: *Yoldia riograndensis* Esteves, 1984, *Orthoyoldia crosbyana* (Guppy, 1882) and *Orthoyoldia scapania* (Dall, 1889);

Family Tindariidae: *Tindaria striata* (King, 1831).

SUPERFAMILY ARCOIDEA:

Family Arcidae: *Arca imbricata* Bruguière, 1789, *Arca zebra* (Swainson, 1833), *Barbatia cancellaria* (Lamarck, 1819), *Barbatia candida* (Helbling, 1779), *Barbatia ectocomata* (Dall, 1886), *Barbatia tenera* (Adams, 1845), *Acar dominguensis* (Lamarck, 1819), *Acar transmar* Simone, 2009, *Anadara brasiliana* (Lamarck, 1819), *Anadara chemnitzi* (Philippi, 1851), *Anadara baughmani* Hertlein, 1951, *Anadara notabilis* (Röding, 1798), and *Lunarca ovalis* (Bruguière, 1789);

Family Noetiidae: *Noetia bisulcata* (Lamarck, 1819) and *Arcopsis adamsi* (Dall, 1886);

Family Glycymeridae: *Glycymeris longior* (Sowerby, 1832), *Glycymeris undata* (Linnaeus, 1758), *Glycymeris tellinaeformis* (Reeve, 1843), *Glycymeris decussata* (Linnaeus, 1758) and *Glycymeris pectinata* (Gmelin, 1790).

SUPERFAMILY LIMOPSOIDEA:

Family Limopsidae: *Limopsis aurita* (Brocchi, 1814), *Limopsis janeiroensis* Smith, 1915, and *Limopsis davinae* Esteves, 1984;

Family Philobryidae: *Cratis antillensis* (Dall, 1881), *Cosa brasiliensis* Klappenbach, 1966, and *Cosa caribaea* Abbott, 1958.

SUPERFAMILY MYTILOIDEA:

Family Mytilidae: *Mytilus edulis platensis* Orbigny, 1846, *Aulacomya ater* (Molina, 1782), *Brachidontes exustus* (Linnaeus, 1758), *Brachidontes solisianus* (Orbigny, 1846), *Brachidontes rodriguezi* (Orbigny, 1846), *Mytella charruana* (Orbigny, 1846), *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819), *Perna perna* (Linnaeus, 1758), *Modiolus americanus* (Leach, 1815), *Modiolus carvalhoi* Klappenbach, 1966, *Amygdalum dentriticum* Muhlfeld, 1811, *Amygdalum sagittatum* Rehder, 1934, *Lioberus castaneus* (Say, 1822), *Crenella decussata* (Montagu, 1808), *Botula fusca* (Gmelin, 1791), *Gregariella coralliophaga* (Gmelin, 1791), *Musculus lateralis* (Say, 1822), *Musculus viator* (Orbigny, 1846), *Lithophaga antillarum* (Orbigny, 1853), *Lithophaga nigra* (Orbigny, 1842), *Lithophaga bisulcata* (Orbigny, 1853), *Lithophaga patagonica* (Orbigny, 1847), and *Myophorceps aristatus* (Dillwyn, 1847) [Observations: Avelar & Narchi (1984) referred *B. exustus* to *B. darwinianus darwinianus* (Orbigny, 1846). Klappenbach (1965) recorded *M. charruana* as *M. falcata* (Orbigny, 1846). Klappenbach (1965) and Rios (1994) referred *C. decussata* to *C. divaricata* (Orbigny, 1846), which was considered a synonym of it by Mikkelsen & Bieler (2008)].

SUPERFAMILY PTERIOIDEA:

Family Pteriidae: *Pteria colymbus* (Röding, 1798) and *Pinctada imbricata* Röding, 1798 [Observation: Rios (1994) considered *P. colymbus* as a synonym of *P. hirundo* (Linnaeus, 1758); we follow Domaneschi & Lopes (1986a), considering *Pteria colymbus* as valid];

Family Malleidae: *Malleus candeanus* (Orbigny, 1842);

Family Isognomonidae: *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) [Observation: Rios (1994) recorded this species as *I. alatus* (Gmelin, 1791), and Mikkelsen & Bieler (2008) listed *I. bicolor*, *I. alatus* and *I. radiatus* (Anton, 1838) occurring in Brazil].

SUPERFAMILY PINNOIDEA:

Family Pinnidae: *Pinna carnea* Gmelin, 1791 and *Atrina seminuda* (Lamarck, 1819).

SUPERFAMILY LIMOIDEA:

Family Limidae: *Lima caribaea* Orbigny, 1853, *Lima scabra* (Born, 1778), *Limaria albicoma* (Dall, 1886), *Limaria inflata* Lamarck, 1819, *Limaria locklini* (Ginty, 1955), *Limatula confusa* (Smith, 1885), *Limatula hendersoni* Olsson & McGinty, 1958, *Limatula pygmaea* (Philippi, 1845), *Limatula laminifera* (Smith, 1885) and *Limea bronniana* Dall, 1886 [Observations: Abbott (1974) referred *L. caribaea* as a subspecies of *L. lima* (Linnaeus, 1758) and Rios (1994) considered that *L. caribaea* is a synonym of *L. lima*; we follow Mikkelsen & Bieler (2008), who considered *L. lima* a species restricted to the Mediterranean Sea. Abbott (1974) recorded that *L. inflata* is often referred to as *L. pellucida* Adams, 1846, which was recorded by Mikkelsen & Bieler (2008) as occurring from "North Carolina to Florida, Bermuda, Bahamas, West Indies, Gulf of Mexico, Caribbean Central America, South America (Brazil)"].

SUPERFAMILY OSTREOIDEA:

Family Gryphaeidae: *Hyotissa macgintyi* (Harry, 1985) [Observation: According to L.R.L. Simone (pers. com.), Rios (2009) referred this species to *Pycnodonte hiotis* (Linnaeus, 1758), which was introduced into the Caribbean Sea, but does not reach the Brazilian coast];

Family Ostreidae: *Ostrea cristata* Born, 1778, *Ostrea equestris* Say, 1834, *Ostrea puelchana* Orbigny, 1842, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), *Crassotrea virginica* (Gmelin, 1791), *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819), and *Lopha frons* (Linnaeus, 1758) [Observation: Rios (1994, 2009) considered that *C. virginica* does not occur in Brazil, but Mikkelsen & Bieler (2008) recorded it from the entire western Atlantic. Rios (1994, 2009) referred *O. brasiliana* as a synonym of *C. rhizophorae*].

SUPERFAMILY PLICATULOIDEA:

Family Plicatulidae: *Plicatula gibbosa* Lamarck, 1801.

SUPERFAMILY DIMYOIDEA:

Family Dimyidae: *Dimya argentea* Dall, 1886.

SUPERFAMILY PECTINOIDEA:

Family Pectinidae: *Amusium papyraceum* (Gabb, 1873), *Chlamys munda* (Reeve, 1853), *Chlamys felipponei* (Dall, 1922), *Chlamys multisquamata* (Dunker, 1864), *Chlamys muscosus* (Wood, 1828), *Chlamys ornata* (Lamarck, 1819), *Chlamys patagonica* (King & Broderip, 1832), *Chlamys sentis* (Reeve, 1853), *Aequipecten tehuelchus* (Orbigny, 1846), *Leptopecten bavayi* (Dauntzenberg, 1900),

Argopecten gibbus (Linnaeus, 1758), *Argopecten noronhensis* (Smith, 1885), *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758), *Pecten chazaliei* Dautzenberg, 1900, *Euvola ziczac* (Linnaeus, 1758), and *Cyclopecten subimbrifer* Verrill & Bush, 1897 [Observations: Mikkelsen & Bieler (2008) referred *C. munda* to *Spathochlamys benedicti* (Verrill & Bush, 1897). Rios (2009) considered *S. benedicti* a synonym of *C. munda*];

Family Propeamussiidae: *Similipecten nanus* (Verrill & Bush, 1897) and *Parvamussium pourtalesianum* (Dall, 1886) [Observation: Rios (2009) did not record *S. nanus* from Brazil];

Family Spondylidae: *Spondylus americanus* Hermann, 1781, *Spondylus erinaceus* Reeve, 1856, and *Spondylus ictericus* Reeve, 1856.

SUPERFAMILY ANOMIOIDEA:

Family Anomiidae: *Anomia simplex* Orbigny, 1853 and *Pododesmus rudis* (Broderip, 1834).

SUPERFAMILY LUCINOIDEA:

Family Lucinidae: *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791), *Lucina muricata* (Spengler, 1798), *Lucina blanda* (Dall & Simpson, 1901), *Lucina sombrerensis* Dall, 1886, *Callucina keenae* Chavan, 1971, *Codakia costata* (Orbigny, 1842), *Codakia orbicularis* (Linnaeus, 1758), *Codakia orbiculata* (Montagu, 1808), *Codakia pectinella* (Adams, 1852), *Linga amiantus* (Dall, 1901), *Myrtea lens* (Verrill & Smith, 1880), *Miltha childrenae* (Gray, 1824), and *Divaricella quadrisulcata* (Orbigny, 1845) [Observations: Abbott (1974) referred *C. keenae* to *Parvilucina multilineata* (Tuomey & Holmes, 1857) and Rios (1994, 2009) to *Lucina multilineata*, but Mikkelsen & Bieler (2008) pointed out that "*multilineata* Tuomey Holmes, 1857" is an invalid name. Penna-Neme & Cruz-Natali (1984) referred *M. lens* to *Pseudomiltha tixieri* Klein, 1967, which was considered as a synonym of it by Rios (1994, 2009)];

Family Thyasiridae: *Thyasira croulinensis* Jeffreys, 1874 and *Thyasira trisinuata* (Orbigny, 1853);

Family Ungulinidae: *Diplodonta danieli* Klein, 1967, *Diplodonta nucleiformis* Wagner, 1838, *Diplodonta patagonica* (Orbigny, 1842), *Diplodonta punctata* (Say, 1822), *Felaniella candeana* (Orbigny, 1842), *Felaniella vilardeboana* (Orbigny, 1846), *Phlyctiderma semiaspera* (Philippi, 1836), and *Timothynus rehderi* (Altena, 1968).

SUPERFAMILY CRASSATELLOIDEA:

Family Crassatellidae: *Crassatella riograndensis* Vokes, 1973, *Crassatella brasiliensis* (Dall, 1903), *Crassinella lunulata* (Conrad, 1834), *Crassinella marplatensis* Castellanos, 1970, and *Crassinella martinensis* (Orbigny, 1842);

Family Carditidae: *Carditamera floridana* Conrad, 1838, *Carditamera micella* Penna, 1971, *Carditamera plata* (Ihering, 1907), *Cyclocardia moniliata* (Dall, 1902), and *Pleuromeris sanmartini* Klappenbach, 1971 [Observations: Rios (2009) did not record *C. micella* and *C. plata* from the Brazillian coast];

Family Condylocardiidae: *Americuna besnardi* Klappenbach, 1962 and *Carditopsis smithi* (Dall, 1896).

SUPERFAMILY CHAMOIDEA:

Family Chamidae: *Chama congregata* Conrad, 1833, *Chama floridana* Lamarck, 1819, *Chama macerophylla* Gmelin, 1791, *Chama sarda* Reeve, 1847, *Chama sinuosa* Broderip, 1835, *Pseudochama radians* (Lamarck, 1819), *Arcinella arcinella* (Linnaeus, 1767), *and Arcinella brasiliana* (Nicol, 1953).

SUPERFAMILY GALEOMMATOIDEA:

Family Galeommatidae: *Parabornia palliopapillata* Simone, 2001;

Family Lasaeidae: Lasaea adansoni (Gmelin, 1791);

Family Kelliidae: *Kellia suborbicularis* (Montagu, 1803);

Family Leptonidae: *Lepton cema* (Narchi, 1966);

Family Chlamydoconchidae: *Chlamydoconcha avalvis* Simone, 2008 [Observation: Rios (2009) did not record this species from the Brazillian coast].

SUPERFAMILY ARCTICOIDEA:

Family Trapezidae: *Coralliophaga coralliophaga* (Gmelin, 1791).

SUPERFAMILY GLOSSOIDEA:

Family Glossidae: *Meiocardia agassizzii Dall, 1889;*

Family Vesicomyidae: *Vesicomya albida* (Dall, 1889).

SUPERFAMILY CYAMIOIDEA:

Family Gaimardiidae: *Gaimardia trapesina* (Lamarck, 1819);

Family Sportellidae: *Basterotia quadrata* (Hinds, 1843).

SUPERFAMILY CARDIOIDEA:

Family Cardiidae: *Trachycardium magnum* (Linnaeus, 1758), *Trachycardium muricatum* (Linnaeus, 1758), *Trachycardium manueli* Prado, 1993, *Papyridea semisulcata* (Gray, 1825), *Papyridea soleniformis* (Bruguière, 1789), *Trigoniocardia antillarum* (Orbigny, 1853), *Americardia media* (Linnaeus, 1758), *Nemocardium peramabile* (Dall, 1881), *Nemocardium tinctum* (Dall, 1881), *Laevicardium brasilianum* (Lamarck, 1819), and *Laevicardium pictum* (Ravenel, 1861) [Observations: Arruda (2005) considered *T. manueli* as a valid species, but Rios (2009) recorded it as a synonym of *T. muricatum*. Abbott (1974) referred *L. brasilianum* as *L. laevigatum*, which is considered a synonym of it by Rios (2009)];

SUPERFAMILY VENEROIDEA:

Family Veneridae: *Ventricolaria foresti* Fischer-Pietti & Testud, 1967, *Ventricolaria rigida* (Dillwyn, 1817), *Ventricolaria strigillina* (Dall, 1902), *Gouldia cerina* (Adams, 1845), *Chione cancellata* (Linnaeus, 1767), *Chione subrostrata* (Lamarck, 1818), *Chione intapurpurea* (Conrad, 1849), *Chione pubera* (Bory Saint-Vicent, 1827), *Chione latilirata* (Conrad, 1841), *Chione paphia* (Linnaeus, 1767), *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791), *Clausinella gayi* (Hupe, 1854), *Protothaca antiqua* (King & Broderip, 1832), *Protothaca pectorina* (Lamarck, 1818), *Tivela foresti* Fischer-Piette & Testud, 1967, *Tivela fulminata* (Valenciennes, 1827), *Tivela mactroides* (Born, 1778), *Tivela ventricosa* (Gray, 1838), *Tivela isabelleana* (Orbigy, 1846), *Transenella cubaniana* (Orbigny, 1853), *Transennella stimpsoni* Dall, 1902, *Pitar fulminatus* (Menke, 1828), *Pitar palmeri* (Fischer-Pietti & Testud, 1967), *Pitar rostratus* (Koch, 1844), *Pitar circinatus* (Born, 1778), *Pitar cordatus* (Schwengel, 1951), *Amiantis purpuratus* (Lamarck, 1818), *Callista maculata* (Linnaeus, 1758), *Callista eucymata* (Dall, 1890), *Transenpitar americana* (Duello-Jurado, 1951), *Eurhomalea exalbida* (Dillwyn, 1817), *Dosina concentrica* (Born, 1778), *and Cyclinella tenuis* (Récluz, 1852) [Observation: Abbott (1974) referred *Chione subrostrata* as a synonym of *C. cancellata*, which was considered by Mikkelsen & Bieler (2008) as restricted to the Florida Keys (southeastern United States) and the eastern Caribbean];

Family Petricolidae: *Petricola lapicida* (Gmelin, 1791), *Petricola stellae* Narchi, 1975, *Choristodon robustus* (Sowerby, 1834), and *Cooperella atlantica* Rehder, 1943 [Observation: Abbott (1974) referred *Choristodon robustus* to *Rupellaria typica* (Jonas, 1844), and Narchi (1974) and Rios (1994, 2009) to

Petricola typica; Mikkelsen & Bieler (2008) considered *R. typica* as a synonym of *R. robustus*].

SUPERFAMILY TELLINOIDEA:

Family Tellinidae: *Tellina radiata* Linnaeus, 1758, *Tellina petitiana* Orbigny, 1846, *Tellina iheringi* Dall, 1900, *Tellina diantha* Boss, 1964, *Tellina euvitrea* Boss, 1964, *Tellina exerythra* Boss, 1964, *Tellina gibber* Ihering, 1907, *Tellina probina* Boss, 1964, *Tellina sybaritica* Dall, 1881, *Tellina versicolor* Kay, 1843, *Tellina americana* Dall, 1900, *Tellina alternata* Say, 1822, *Tellina angulosa* Gmelin, 1791, *Tellina lineata* Turton, 1819, *Tellina nitens* Adams, 1845, *Tellina punicea* Born, 1778, *Tellina trinitatis* (Tomlin, 1929), *Tellina vespuciana* Orbigny, 1842, *Tellina aequistriata* Say, 1824, *Tellina alerta* Boss, 1964, *Tellina juttingae* (Altena, 1965), *Tellina martinicensis* Orbigny, 1853, *Tellina persica* Dall & Simpson, 1901, *Tellina sandix* Boss, 1968, *Tellina listeri* Röding, 1798, *Strigilla carnaria* (Linnaeus, 1758), *Strigilla gabbi* Olsson & McGinty, 1958, *Strigilla producta* Tryon, 1870, *Strigilla mirabilis* (Philippi, 1841), *Strigilla pisiformis* (Linnaeus, 1758), *Macoma cleryana* (Orbigny, 1846), *Macoma biota* Arruda & Domaneschi, 2006, *Macoma pseudomera* Dall & Simpson, 1900, *Macoma tenta* (Say, 1834), *Macoma constricta* (Bruguière, 1792), *Macoma brevifrons* (Say, 1834), *Macoma tageliformis* Dall, 1900, *Macoma uruguayensis* (Smith, 1885), *Macoma mitchelli* Dall, 1895, *Cymatoica orientalis* (Dall, 1890), and *Temnoconcha brasiliana* (Dall, 1921) [Observation: Boss (1966), Tenório (1984), Arruda (2005), and Amaral et al. (2006) considered *T. iheringi* as a valid species, but Rios (1994, 2009) recorded it as a synonym of *T. petitiana*];

Family Donacidae: *Donax gemmula* Morrison, 1971, *Donax hanleyanus* Philippi, 1842, *Donax striatus* Linnaeus, 1767, *Donax denticulatus* Linnaeus, 1758, and *Iphigenia brasiliana* (Lamarck, 1818);

Family Psammobiidae: *Asaphis deflorata* (Linnaeus, 1758), *Gari linhares* Simone, 1998, *Heterodonax bimaculatus* (Linnaeus, 1758), *Sanguinolaria sanguinolenta* (Gmelin, 1791), and *Sanguinolaria cruenta* (Lightfoot, 1786);

Family Semelidae: *Semele bellastriata* (Conrad, 1937), *Semele casali* Doello-Jurado, 1949, *Semele proficua* (Pulteney, 1799), *Semele purpurascens* (Gmelin, 1791), *Semele nuculoides* (Conrad, 1841), *Abra aequalis* (Say, 1822), *Abra lioica* (Dall, 1881), *Abra uruguayensis* (Pilsbry, 1897), *Cumingia coarctata* Sowerby, 1833, *Ervilia concentrica* (Holmes, 1858), *Ervilia nitens* (Montagu, 1808), and *Ervilia subcancellata* Smith, 1885 [Observation: Rios (2009) considered *E. concentrica* and *E. subcancellata* as synonyms of *E. nitens*];

Family Solecurtidae: *Solecurtus cumingianus* (Dunker, 1861), *Solecurtus sanctaemarthae* Orbigny, 1846, *Tagelus plebeius* (Lightfoot, 1786), and *Tagelus divisus* (Spengler, 1794);

SUPERFAMILY SOLENOIDEA:

Family Solenidae: *Solen tehuelchus* Orbigny, 1843 and *Solen obliquus* Spengler, 1794;

SUPERFAMILY MACTROIDEA:

Family Mactridae: *Mactra isabelleana* Orbigny, 1846, *Mactra marplatensis* Doello-Jurado, 1918, *Mactra patagonica* Orbigny, 1846, *Mactra fragilis* Gmelin, 1791, *Mactra iheringi* Daft, 1897, *Mactra petiti* Orbigny, 1846, *Mactra janeiroensis* Smith, 1915, *Mactrellona alata* (Spengler, 1802), *Mulinia cleryana* (Orbigny, 1846), *Anatina anatina* (Spengler, 1802), and *Raeta plicatella* (Lamarck, 1818) [Observation: Rios (2009) referred *Mactra marplatensis* as a synonym of *M. isabelleana*];

Family Mesodesmatidae: *Mesodesma mactroides* Deshayes, 1854.

SUPERFAMILY DREISSENOIDEA:

Family Dreissenidae: *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831).

SUPERFAMILY MYOIDEA:

Family Myidae: *Sphenia antillensis* Dall & Simpson, 1901;

Family Corbulidae: *Corbula caribaea* Orbigny, 1842, *Corbula lyoni* Pilsbry, 1897, *Corbula patagonica* Orbigny, 1846, *Corbula tryoni* Smith, 1880, *Corbula cymella* Dall, 1881, *Corbula dietziana* Adams, 1852, *Corbula cubaniana* Orbigny, 1853, *Corbula operculata* Philippi, 1849, and *Corbula tarasconii* Arruda, Domaneschi, Francisco & Barros, 2007 [Observation: Rios (2009) did not record *C. tarasconii* from the Brazilian coast].

SUPERFAMILY HIATELLOIDEA:

Family Hiatellidae: *Hiatella solida* (Sowerby, 1834) and *Panopea abbreviata* Valenciennes, 1839 [Narchi (1973) and Domaneschi & Narchi (1998) recorded *H. solida* from Brazil, but Rios (1994, 2009) referred it to *H. arctica* (Linnaeus, 1767). Simone & Penchaszadeh (2008) suggested that the Brazilian species is distinct from the European *H. arctica* and the Chilean *H. solida*, and Mikkelsen & Bieler (2008) noted that "recent studies on Brazilian specimens of *H. arctica* show strong evidence of more than one species"].

SUPERFAMILY GASTROCHAENOIDEA:

Family Gastrochaenidae: *Gastrochaena hians* (Gmelin, 1791), *Gastrochaena ovata* Sowerby, 1834, and *Spengleria rostrata* (Spengler, 1783).

SUPERFAMILY PHOLADOIDEA:

Family Pholadidae: *Pholas campechiensis* Gmelin, 1791, *Barnea lamellosa* (Orbigny, 1946), *Barnea truncata* (Say, 1822), *Cyrtopleura costata* (Linnaeus, 1758), *Cyrtopleura lanceolata* (Orbigny, 1846), *Martesia striata* (Linnaeus, 1758), *Martesia fragilis* Verrill & Bush, 1890, *Martesia cuneiformis* (Say, 1822), and *Netastoma darwini* (Sowerby, 1849);

Family Teredinidae: *Teredo navalis* Linnaeus, 1758, *Teredo bartschi* Clapp, 1923, *Teredo fulleri* Clapp, 1924, *Teredo furcifera* Martens, 1894, *Teredo johnsoni* Clapp, 1924, *Teredo mindanensis* Bartsch, 1923, *Lyrodus floridanus* (Bartsch, 1922), *Lyrodus massa* (Lamy, 1923), *Lyrodus pedicellatus* (Quatrefages, 1849), *Neoteredo reynei* (Bartsch, 1920), *Bankia carinata* (Gray, 1827), *Bankia gouldi* Bartsch, 1908, *Bankia campanellata* Moll & Roch, 1931, *Bankia destructa* Clench & Turner, 1946, *Bankia bagidaesis* Roch, 1929, *Bankia cieba* Clench & Turner, 1946, *Bankia fimbriatula* Moll & Roch, 1931, *Bankia rochi* Moll, 1931, *Nausitora fusticula* (Jeffreys, 1860), *Nototeredo knoxi* (Bartsch, 1917), and *Psiloteredo healdi* (Bartsch, 1931) [Observations: Abbott (1974) considered *L. floridanus* as a synonym of *L. pedicellatus*, and Rios (1994, 2009) did not record *P. healdi* from Brazil].

SUPERFAMILY PHOLADOMYOIDEA:

Family Pholadomyidae: *Panacca arata* (Verrill & Smith, 1881).

SUPERFAMILY PANDOROIDEA:

Family Pandoridae: *Pandora brasiliensis* Sowerby, 1874 and *Pandora bushiana* Dall, 1886;

Family Lyonsiidae: *Entodesma alvarezi* Orbigny, 1846, *Entodesma beana* (Orbigny, 1853), and *Entodesma patagonica* (Orbigny, 1846) [Observation: Abbott (1974) recorded *E. alvarezi* as *Lyonsia hyalina* Conrad, 1831, which was considered as a synonym of it by Rios (1994, 2009)].

SUPERFAMILY THRACIOIDEA:

Family Thraciidae: *Thracia similis* Couthouy, 1839 and *Cyathodonta semirugosa* (Reeve, 1859);

Family Periplomatidae: *Periploma compressa* Orbigny, 1846.

SUPERFAMILY POROMYOIDEA:

Family Poromyidae: *Poromya cymata* Dall, 1889, *Poromya granulata* (Nyst & Westendorp, 1839), and *Poromya elongata* Dall, 1886.

SUPERFAMILY CUSPIDARIOIDEA:

Family Cuspidariidae: *Cuspidaria braziliensis* Smith, 1915, *Cuspidaria platensis* Smith, 1915, *Cuspidaria rostrata* (Spengler, 1793), *Cardiomya cleryana* (Orbigny, 1846), *Cardiomya ornatissima* (Orbigny, 1853), and *Cardiomya striata* (Jeffreys, 1876).

SUPERFAMILY VERTICORDIOIDEA:

Family Verticordiidae: *Verticordia fischeriana* Dall, 1881, *Trigonulina ornata* Orbigny, 1853, and *Spinosipella tinga* Simone & Cunha, 2008 [Observation: Rios (2009) did not record *T. ornata* from Brazil].

In Table 1, all known extant superfamilies of marine Bivalvia are listed, including two (Trigonioidea and Clavagelloidea) that are recorded neither from Antarctica or Brazil. The mode of life and the total number of species counted for each taxa from both places are also shown.

There are 23 superfamilies that do not have Antarctic members, but are represented by at least one species in Brazil: Solemyoidea, Manzanelloidea, Arcoidea, Pterioidea, Pinnoidea, Ostreoidea, Plicatuloidea, Dimyoidea, Anomioidea, Chamoidea, Arcticoidea, Glossoidea, Cardioidea, Veneroidea, Tellinoidea, Solenoidea, Mactroidea, Dreissenoidea, Myoidea, Gastrochaenoidea, Pholadoidea, Pholadomyoidea, and Verticordioidea. The reverse does not occur, as all superfamilies occurring in Antarctica are also known from Brazil. Absent from Antarctica are the Arcoidea, Veneroidea, Tellinoidea and Pholadoidea (see also Figure 1), groups that comprise 42% of the total number of species recorded from Brazil. Mytiloidea is also characteristically rich in Brazilian coastal waters (23 species), but nearly absent from Antarctica (only one). Nuculanoidea, Limopsoidea, Galeommatoidea, and Cyamioidea are the superfamilies best represented in Antarctica (Table 1, Figure 1), comprising 60% of the total number of species. At the family level, the Antarctic harbors relatively more species of Philobryidae (8), Thyasiridae (5), Lasaeidae (9), Cyamiidae (4) and Cuspidariidae (5), groups that are represented by only a few species from shallow waters of Brazil. Only three species are recorded from both regions: *Limatula pygmaea* (Limidae), *Lasaea adansoni* (Lasaeidae), and *Gaimardia trapesina* (Gaimardiidae).

The mode of life for each superfamily is also shown in Table 1. In Antarctica, both infaunal (Nuculanoidea, Limopsidae, Thyasiridae, Cyamiidae, Cuspidariidae) and epifaunal (Philobryidae, Limidae) groups are diverse in number of species; but there are not members of the groups that are essentially sessile, living cemented to the substratum (Ostreoidea, Plicatuloidea, Dimyoidea, Spondylidae, Anomioidea, Chamoidea) or as wood or rock borers (Pholadoidea, Gastrochaenoidea, and species of Mytilidae and Petricolidae). In Brazil, the infaunal superfamilies are very well represented, including the Veneroidea, Tellinoidea and Lucinoidea; but wood borers (Pholadoidea) and epifaunal groups (Arcoidea, Mytiloidea, Pectinoidea) are also very diverse (Figure 1).

Table 1. Superfamilies of marine Bivalvia, with the number of species recorded from Antarctic and Brazilian shallow waters of the continental shelf (<200 m depth). The life habits are classified as epifaunal (E) and infaunal (I), and further as cemented (Ec) and boring (Ib) or tube dwellers (It). See comments in the text for those superfamilies classified with two types of life habits.

Tabela 1. Superfamílias de bivalves marinhos, com o número de espécies registradas para águas rasas da plataforma continental (<200 m de profundidade) da Antártica e do Brasil. Os modos de vida são classificados em epifaunal (E) e infaunal (I), e também como cimentados ao substrato (Ec), perfuradores (Ib) ou construidores de tubos (It). Ver comentários no texto para as superfamílias classificadas com dois modos de vida.

		Number of species	
Superfamilies	**Life habits**	**Antarctic**	**Brazil**
Solemyoidea	I	0	2
Manzanelloidea	I	0	1
Nuculoidea	I	1	4
Nuculanoidea	I	8	14
Arcoidea	E / I	0	20
Limopsoidea	E / I	13	6
Mytiloidea	E / Ib	1	23
Pterioidea	E	0	4
Pinnoidea	I	0	2
Limoidea	E	4	10
Ostreoidea	Ec	0	8
Plicatuloidea	Ec	0	1
Dimyoidea	Ec	0	1
Pectinoidea	E / Ec	3	21
Anomioidea	E	0	2
Trigonioidea	I	0	0
Lucinoidea	I	6	23
Crassatelloidea	I	2	12
Chamoidea	Ec	0	8
Galeommatoidea	E / I	13	5
Arcticoidea	I	0	1
Glossoidea	I	0	2
Cyamioidea	E / I	7	2
Cardioidea	I	0	11
Veneroidea	I	0	37
Tellinoidea	I	0	67
Solenoidea	I	0	2
Mactroidea	I	0	12
Dreissenoidea	E	0	1
Myoidea	E / I	0	10
Hiatelloidea	I	1	2
Gastrochaenoidea	Ib	0	3
Pholadoidea	Ib	0	30
Pholadomyoidea	I	0	1
Pandoroidea	I	1	5
Thracioidea	I	2	3
Poromyoidea	I	1	3
Cuspidarioidea	I	5	6
Verticordioidea	I	0	3
Clavagelloidea	It	0	0
Total		68	368

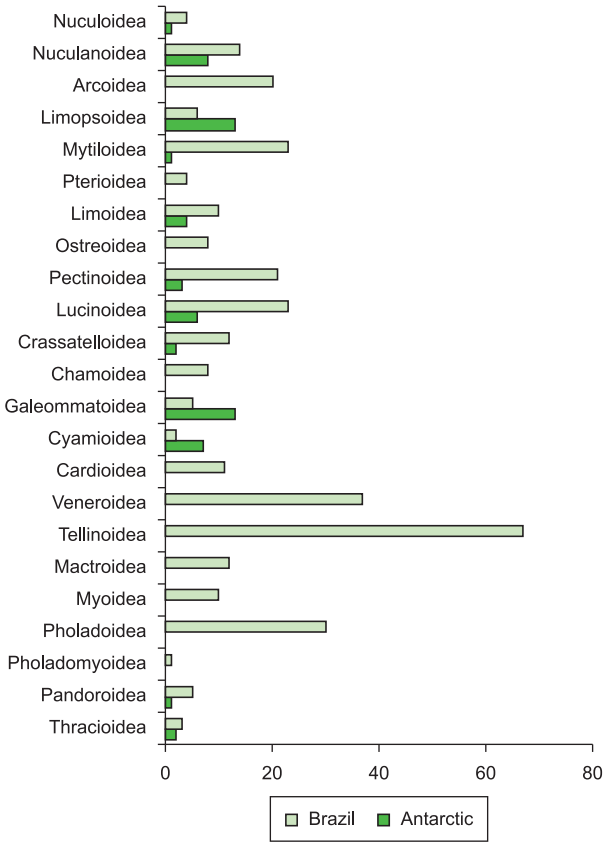

Figure 1. Main superfamilies of marine Bivalvia, with the number of species recorded from the Antarctic and Brazilian continental shelves (<200 m depth).

Figura 1. Principais superfamílias de bivalves marinhos, com o número de espécies registradas para águas da plataforma continental da Antártica e do Brasil (<200 m de profundidade).

Discussion

The total number of coastal Brazilian species is about five times the number recorded from the Antarctic, a proportion that appears to be unbalanced, as the latter has a more extensive coast related to the larger area of its continent. This can be explained in different ways, for example, by the greater homogeneity of the Antarctic marine environment, in general terms; whereas in Brazil there are different conditions along its coast. The Brazilian fauna is composed of a mixture of taxa from different provinces, with a strong contribution from the Caribbean region, which is considered a tropical high-diversity focus of marine bivalves (Crame 2000). From the Caribbean, many species of typical shallow-water groups have spread southward as far as the north/northeast Brazilian coast, for example the Arcoidea (e.g., *Barbatia cancellaria* and *Glycymeris decussata*), Pectinoidea (e.g., *Pecten chazaliei*, *Spondylus americanus,* and *S. erinaceus*), Lucinoidea (e.g., *Lucina muricata*), Cardioidea (e.g., *Trigoniocardia antillarum* and *Nemocardium peramabile*), Veneroidea (e.g., *Chione intapurpurea*, *Transenella cubaniana*, and *Pitar cordatus*), and Tellinoidea (e.g., *Tellina euvitrea*, *T. probrina*, *T. sybaritica*, *T. americana*, *T. vespuciana*, *T. persica*, *Strigilla gabbi*, *S. mirabilis*, *Cymatoica orientalis*, *Donax striatus*, *D. denticulatus,* and *Cumingia coarctata*). On the southernmost coast, the bivalve fauna has a different composition, with a subtropical subset more typical of the Argentinean-Magellanic province, including *Solemya patagonica*, *Tindaria striata*, *Mytilus edulis platensis*, *Brachidontes rodriguezi*, *Chlamys felipponei*, *Clausinella gayi*, *Protothaca antiqua*, *Transenpitar americana*, *Eurhomalea exalbida*, *Mactra patagonica*, *Barnea lamellosa*, *Netastoma darwini*, *Pandora brasiliensis*, *Entodesma patagonica,* and *Thracia similis*. The Antarctic fauna, on the other hand, is composed mainly by circumantarctic species, adapted to a characteristic polar environment, with only a few members from other biogeographical provinces. Here, only some Magellanic species extend southward through the islands of the Scotia Arc into shallow waters of Antarctica, such as *Nucula falklandica*, *Lissarca miliaris*, *Epicodakia falklandica*, *Thyasira falklandica*, *Waldo parasiticum*, *Kidderia subquadratum,* and *Hiatella meridionalis*.

Comparing the Brazilian and Antarctic environments over a long time scale, the shallow waters of Antarctica have had their typical polar characteristics since the beginning of the Caenozoic, when the ice cap began to form. Since then, the scouring action of breaking ice has severely limited the survival of more sedentary coastal organisms, especially those from the intertidal zone, and probably also excluding sessile forms of life. This may be the cause of the absence of cemented groups of Bivalvia, such as Ostreoidea, Plicatuloidea, Dimyoidea, Spondylidae (Pectinoidea), and Chamoidea. Some species of Ostreoidea were present in Antarctic waters in past times, when conditions were milder (Crame 1996). Since mangroves and coral reefs are lacking in the cold shallow waters of Antarctica, there are no species of bivalves that are commonly associated with these ecosystems, such as wood borers (Teredinidae, Pholadoidea) and coral rock borers (Pholadidae, Pholadoidea; Gastrochaenoidea; and Lithophaginae, Mytiloidea). These clearly distinct conditions of the Antarctic and Brazilian waters also explain why their bivalve faunas are so different in terms of number of species, just related to the absence of important groups in Antarctica which are otherwise very rich in shallow Brazilian waters. Nicol (1967) already pointed out the absence of cemented, wood-boring, and rock-boring bivalves in Antarctica. In contrast, the Brazilian coast has 8 species of Ostreoidea and 30 of Pholadoidea.

Among the infaunal bivalve groups, there are large numbers of Brazilian species of Tellinoidea (67 spp.) and Veneroidea (37 spp.), contrasting with their complete absence in Antarctica. Within the American Quadrant, *Macoma georgiana* Dell, 1964 is the tellinoidean with the most southerly distribution, reaching South Georgia (Zelaya 2005), but not extending into the Scotia Arc and the Antarctic Peninsula. For the Veneroidea, three species are found in Patagonia and probably in the Falklands, but not in Antarctica: *Eurhomalea exalbida* (Dillwyn, 1817), *Gomphina foveolata* (Cooper & Preston, 1910), and *Protothaca antiqua* (King & Broderip, 1832). Powell (1960) noted the complete absence of Veneridae and Tellinidae, and also Cardiidae, from Antarctica. Apart from these infaunal groups, the Mactroidea is also lacking, whereas it is represented by 11 species in Brazil, similarly to the Cardioidea. The explanation for the absence of these important superfamilies in Antarctic waters is completely unknown, but may be related to some physiological or ecological factor, or to their evolutionary history. Crame (2000), for example, suggested that more recent families tend to exhibit stronger latitudinal gradients of diversity, decreasing in number of species from low latitudes toward the poles. According to this author, these gradients can be explained by the origin of some of these groups in tropical and low-latitude regions, which are now in the process of evolutionary radiation to the poles; Tellinidae, Veneridae, and Cardiidae were cited as examples.

Among the epifaunal superfamilies, Pectinoidea is represented by a small number of species in Antarctic shallow waters (only *Adamussium colbecki* and two species of Propeamussiidae), compared with 21 Brazilian species (16 Pectinidae, 2 Propeamussiidae, and 3 Spondylidae). More interesting, however, is the absence of Arcidae, in contrast to the 12 species recorded from Brazil. In fact, this family is represented by only one Antarctic species, *Bathyarca sinuata* (Pelseneer, 1903), which is found in deeper waters (400-2044 m) (Dell 1990, Aldea et al. 2008). Another similar case is Mytilidae, with two

species in Antarctic waters, *Dacrydium albidum* and *D. panamensis* Knudsen, 1970, the former occurring in a wide depth range (122-4636 m), and the latter restricted to deep waters (855-3770 m) (Knudsen 1970, Dell 1990, Aldea et al. 2008, Aldea & Troncoso 2008). For both arcoids and mytiloids (but not for pectinids), Crame (2000) demonstrated that there is a tendency to increased diversity toward higher latitudes, suggesting an ongoing evolutionary radiation from the tropics to the poles, as it was hypothesized for Tellinidae, Veneridae, and Cardiidae.

Although represented by a small number of bivalve species (compared to Brazil), Antarctic shallow waters are rich in some groups, such as Nuculanoidea, Limopsoidea, Lucinoidea, Galeommatoidea, Cyamioidea, and Cuspidarioidea, with three of these even more speciose than in Brazil (Limopsoidea, Galeommatoidea, and Cyamioidea). Nicol (1970) already noted that more than one- third of the number of Antarctic species belongs to the families Limopsidae, Philobryidae, and Cyamiidae. Interestingly, on the Brazilian coast, Nuculanoidea and Cuspidarioidea are more diverse in deeper waters. It has long been known that the Antarctic species of Bivalvia have very extensive depth ranges (Dell 1972, 1990), which is probably related to the glaciations occurred during the Late Caenozoic (Brey et al. 1996). Therefore, a comparison between the Brazilian and Antarctic faunas would be more complete if all the species were included, not only those from shallow waters. Resolution of the many existing taxonomic problems is also desirable, including all the levels (species, genus, families, and so on), especially for Nuculanoidea, Lucinoidea, and Galeommatoidea, which have many species with small shells, few characters, and subtle differences between them, obscuring a probable higher diversity of these groups in both regions. Almost surprisingly, three species of Bivalvia are recorded from both Brazilian and Antarctic shallow waters, which is probably related to taxonomic problems. Anyway, Brazilian malacologists are now in the process of studying deep-water (>1000 m) species of Bivalvia (Domaneschi & Lopes 1990, Absalão et al. 2003, Oliveira & Absalão 2007, 2008, 2009, 2010a, b, Passos & Birman 2009, Simone & Cunha 2008a, b), with the prospect of a more-detailed picture of the entire fauna in the near future.

A simple comparison between two faunas, based only on the number of species, may obscure the ecological importance of some species, especially for the Antarctic shallow-water ecosystem. Clear examples are *Laternula elliptica* and *Adamussium colbecki*, which are very abundant in some locations (e.g., Ralph & Maxwell 1977, Arnaud et al. 1986, Berkman 1990, Nigro 1993, Cattaneo-Vietti et al. 1997, Urban & Mercuri 1998, Mercuri et al. 1998, Passos et al. 2005, Kang et al. 2009), although they belong to groups with few representatives (Thracioidea and Pectinoidea, with two and three species, respectively). There are also species that occur in high-density patches, such as *Mysella charcoti*, *Lissarca miliaris,* and *L. notocardensis* (Richardson 1980, Arnaud et al. 1986, Brey & Hain 1992, Prezant et al. 1992, Brey et al. 1993), and other ones that are rich in biomass, e.g., *Yoldia eightsi* (Peck & Bullough 1993, Peck et al. 2000), which is also ecologically important. Other important characteristics of these faunas may be also neglected when comparisons are restricted to the number of species, such as those related to the shells or to the biology of the constituent species. For example, Antarctic bivalves have in general small-sized (shorter than 15.0 mm), thin, and chalky shells, without bright colors and ornamentation, as noted by Nicol (1964b, 1965, 1966a, 1967, 1970). Probably related to the seasonality of the polar environment, many species of Antarctic Bivalvia have non-pelagic development, incubating their young within the mantle cavity (Hain & Arnaud 1992, Passos & Domaneschi 2009). Knowledge on the biology of Antarctic Bivalvia is still restricted to a few species.

A comparison such as this, between two very different faunas of Bivalvia, has never been made previously. Antarctic and Brazilian environments have abiotic characteristics that are obviously very different, and are strongly linked to divergences in the composition, distribution, and abundance of their living organisms. Only through the analysis of their species´ component species, one can point out groups that are characterized as taxonomically diverse in one fauna or another, and then emphasize studies on their ecology, eventually using them as model or monitoring organisms. This exercise raises important questions for future studies on taxonomy and biogeography as, for example, those related to changes in the composition and bathymetric distribution through a latitudinal gradient, as has been argued for both the northern and southern hemispheres, strongly evidenced by the bivalve faunas of Bivalvia (Stehli et al. 1967, Crame 2000). Crame (2000) stressed some of the determining factors in these gradients, such as the geographical distribution of coral reefs, which provide microhabitats for a more diversified fauna. He also stressed that the Brazilian fauna is incompletely understood, and therefore an existing gradient in the western Atlantic must be carefully analyzed. The present contribution aims to start this discussion for the eastern South American coast, stimulating studies on changes occurring in the composition and characteristics of the bivalve faunas from Brazil, Uruguay, Argentina, and Antarctica.

Acknowledgements

Our special thanks are due to Prof. Dr. L.R.L. Simone, MZUSP, who kindly provided bibliographic material and shared opinions about species from Brazil; to Diego Zelaya, who discussed some of the ideas contained in the text; and to CNPq and PPG of Ecologia (UNICAMP) for financial support and a scholarship.

References

ABBOTT, R.T. 1974. American Seashells. 2 ed. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

ABELE, D., TESCH, C., WENCKE, P. & PÖRTNER, H.O. 2001. How does oxidative stress relate to thermal tolerance in the Antarctic bivalve *Yoldia eightsi*? Antarct. Sci. 13:11-118.

ABSALÃO, R.S. & PIMENTA, A.D. 2005. Moluscos marinhos da APA do Arquipélago de Santana, Macaé, RJ. Editora Ciência Moderna, Rio de Janeiro.

ABSALÃO, R.S., CAETANO, C.H.S. & PIMENTA, A.D. 2003. Novas ocorrências de gastrópodes e bivalves marinhos do Brasil (Mollusca). Rev. Bras. Zool. 20:323-328.

AHN, I.Y. 1997. Some ecological and physiological strategies for energy conservation of the Antarctic clam, *Laternula elliptica*. Kor. J. Polar Res. 8:77-83.

ALDEA, C. & TRONCOSO, J.S. 2008. Systematics and distribution of shelled molluscs (Gastropoda, Bivalvia and Scaphopoda) from the South Shetland Islands to the Bellingshausen Sea, West Antarctica. Iberus 26:43-117.

ALDEA, C., OLABARRIA, C. & TRONCOSO, J.S. 2008. Bathymetric zonation and diversity gradient of gastropods and bivalves in West Antarctica from the South Shetland Islands to the Bellingshausen Sea. Deep-Sea Res. Pt. I 55:350-368.

ALDEA, C., OLABARRIA, C. & TRONCOSO, J.S. 2009. Spatial patterns of benthic diversity in molluscs from West Antarctica. Antarct. Sci. 21:341-353.

ALLEN, J.A. 2004. The Recent species of the genera *Limatula* and *Limea* (Bivalvia, Limacea) present in the Atlantic, with particular reference to those in deep water. J. Nat. Hist. 38:2591-2653.

AMARAL, A.C.Z., RIZZO, A.E. & ARRUDA, E.P. 2006. Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil. Editora USP, São Paulo, v.1.

ARNAUD, P.M. 1972. Sur une petite collection de gastéropodes prosobranches et pélécypodes de l'Ile Petermann (Antarctique). Téthys 4:429-436.

ARNAUD, P.M. 1973. Invertébrés marins des XIIème et XVème Expéditions Antarctiques Françaises en Terre Adélie. 13. Polyplacophores, Scaphopodes et Pélécypodes. Téthys 5:549-560.

ARNAUD, P.M. & HAIN, S. 1992. Quantitative distribution of the shelf and slope molluscan fauna (Gastropoda, Bivalvia) of the eastern Weddell Sea (Antarctica). Polar Biol. 12:103-109.

ARNAUD, P.M., JAZDZEWSKIK, K., PRESLER, P. & SICINSKI, J. 1986. Preliminary survey of benthic invertebrates collected by Polish Antarctic expeditions in Admiralty Bay (King George Island, South Shetlands Islands, Antarctica). Pol. Polar Res. 7:7-24.

ARNAUD, P.M., TRONCOSO, J.S. & RAMOS, A. 2001. Species diversity and assemblages of macrobenthic Mollusca from the South Shetland Islands and Bransfield Strait (Antarctica). Polar Biol. 24:105-112.

ARRUDA, E.P. 2005. Mollusca Bivalvia (Veneroida) da costa sudeste do Brasil. PhD Thesis, University of São Paulo, São Paulo.

ARRUDA, E.P. & DOMANESCHI, O. 2005. New species of *Macoma* (Bivalvia: Tellinoidea: Tellinidae) from southeastern Brazil, and with description of its gross anatomy. Zootaxa 1012:13-22.

ARRUDA, E.P., DOMANESCHI, O., FRANCISCO, J.A. & BARROS, J.C.N. 2007. *Corbula tarasconii*, a new species of Corbulidae (Mollusca, Bivalvia) from offshore Brazil. Nautilus 121:201-209.

AVELAR, W.E.P. & NARCHI, W. 1984. Anatomia funcional de *Brachidontes darwinianus darwinianus* (Orbigny, 1846) (Mollusca: Bivalvia). Pap. Avulsos Zool. 35:331-359.

BEESLEY, P.L., ROSS, G.J.B. & WELLS, A. 1998. Mollusca: the Southern Synthesis. Fauna of Australia. CSIRO Publishing, Melbourne, v.5, part A.

BERKMAN, P.A. 1990. The population biology of the Antarctic scallop *Adamusium colbecki* (Smith, 1902) at New Harbour, Ross Sea. In Antarctic ecosystems: ecological change and conservation. Proceedings of the Fifth SCAR Biological Symposium (K.R. Kerry & G. Hempel, eds.). Springer-Verlag, Berlin, p.281-288.

BERKMAN, P.A., WALLER, T.R. & ALEXANDER, S.P. 1991. Unprotected larval development in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae). Antarct. Sci. 3:151-157.

BIGATTI, G., PENCHASZADEH, P.E. & MERCURI, G. 2001. Aspects of the gonadal cycle in the Antarctic bivalve *Laternula elliptica*. J. Shellfish Res. 20:283-287.

BOSS, K.J. 1966. The subfamily Tellininae in the western Atlantic. The genus *Tellina*. Johnsonia 4:217-272.

BOSS, K.J. 1968. The subfamily Tellininae in the western Atlantic. The genus *Tellina* (part II) and *Tellidora*. Johnsonia 4:273-344.

BOSS, K.J. 1969. The subfamily Tellininae in the western Atlantic. The genus *Strigilla*. Johnsonia 4:345-366.

BOSS, K.J. 1972. The genus *Semele* in the western Atlantic. Johnsonia 5:1-32.

BOSS, K.J. 1982. Mollusca. In Synopsis and classification of living organisms (S.P. Parker, ed.). McGraw-Hill, New York, v.1.

BRANDT, A., LINSE, K. & MÜHLENHARDT-SIEGEL, U. 1999. Biogeography of Crustacea and Mollusca of the Subantarctic and Antarctic regions. Sci. Mar. 63(suppl.1):383-389.

BREY, T. & HAIN, S. 1992. Growth, reproduction and production of *Lissarca notorcadensis* (Bivalvia: Philobryidae) in the Weddell Sea, Antarctica. Mar. Ecol.-Prog. Ser. 82:219-226.

BREY, T., STARMANS, A., MAGIERA, U. & HAIN, S. 1993. *Lissarca notorcadensis* (Bivalvia: Philobryidae) living on *Notocidaris* sp. (Echinoidea: Cidaridae): population dynamics in limited space. Polar Biol. 13:89-95.

BREY, T., DAHM, C., GORNY, M., KLAGES, M., STILLER, M. & ARNTZ, W.E. 1996. Do Antarctic invertebrates show an extended level of eurybathy? Antarct. Sci. 8:3-6.

CARCELLES, A.R. 1944. Catálogo de los moluscos marinos de Puerto Quequén. Revta. Mus. La Plata, N.S., Zool. 3:233-309.

CARCELLES, A.R. 1950. Catálogo de los moluscos marinos de Patagonia. An. Museo Nahuel Huapí 2:41-99.

CARCELLES, A.R. 1953. Catálogo de la Malacofauna Antártica Argentina. An. Museo Nahuel Huapí 3:150-250.

CARCELLES, A.R. & WILLIAMSON, S.I. 1951. Catálogo de los Moluscos marinos de la Provincia Magallanica. Rev. Inst. Invest. Mus. Argent. Cienc. Nat. Zool. 2:225-383.

CASTELLANOS, Z.J.A. 1963. Adiciones a la Malacofauna Antartica. Contr. Inst. Antart. Argent. 80:1-11.

CATTANEO-VIETTI, R., CHIANTORE, M. & ALBERTELLI, G. 1997. The population structure and ecology of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki* (Smith, 1902) at Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). Sci. Mar. 61(suppl.2):15-24.

CATTANEO-VIETTI, R., CHIANTORE, M., SCHIAPARELLI, S. & ALBERTELLI, G. 2000. Shallow- and deep-water mollusc distribution at Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). Polar Biol. 23:173-182.

CHIANTORE, M., CATTANEO-VIETTI, R. & HEILMAYER, O. 2003. Antarctic scallop (*Adamussium colbecki*) annual growth rate at Terra Nova Bay. Polar Biol. 26:416-419.

CLARKE, A. 1983. Life in cold water: the phisiological ecology of polar ectotherms. Oceanogr. Mar. Biol. 21:241-453.

COAN, E.V., SCOTT, P.V. & BERNARD, F.R. 2000. Bivalve Seashells of Western North America. Marine Bivalve Mollusks from Arctic Alaska to Baja California. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara.

COELHO, A.C.S. & CAMPOS, D.R.B. 1975. Contribuições ao conhecimento dos moluscos do Rio de Janeiro, Brasil. Arq. Mus. Nac. RJ 55:35-57.

CRAME, J.A. 1992. Evolutionary history of the Polar Regions. Hist. Biol. 6:37-60.

CRAME, J.A. 1993. Bipolar mollusks and their evolutionary implications. J. Biogeogr. 20:145-161.

CRAME, J.A. 1996. Evolution of high-latitude molluscan faunas. In Origin and evolutionary radiation of the Mollusca (J.D. Taylor, ed.). Oxford University Press, Oxford, p.119-131.

CRAME, J.A. 1997. An evolutionary framework for the polar regions. J. Biogeogr. 24:1-9.

CRAME, J.A. 2000. Evolution of taxonomic diversity gradients in the marine realm: evidence from the composition of Recent bivalve faunas. Paleobiology 26:188-214.

DELL, R.K. 1964. Antarctic and Subantarctic Mollusca: Amphineura, Scaphopoda and Bivalvia. Discovery Rep. 33:93-250.

DELL, R.K. 1972. Antarctic benthos. Adv. Mar. Biol. 10:1-216.

DELL, R.K. 1990. Antarctic Mollusca. With special reference to the fauna of the Ross Sea. R. Soc. N.Z. Bull. 27:1-311.

DENADAI, M.R., ARRUDA, E.P., DOMANESCHI, O. & AMARAL, A.C.Z. 2006. Veneridae (Mollusca, Bivalvia) da costa norte do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop.: http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?inventory+bn01106032006.

DOMANESCHI, O. 1984. Família Myidae Lamarck, 1809. Inf. SBMa 40:9-12.

DOMANESCHI, O. 1985. Família Psammobiidae Fleming, 1828. (Partes I, II, III). Inf. SBMa 47:9-12; 48:9-12; 49:9-12.

DOMANESCHI, O. & LOPES, S.G.B.C. 1986a. Família Pinnidae Leach, 1819. Inf. SBMa 53:9-12; 54:9-12.

DOMANESCHI, O. & LOPES, S.G.B.C. 1986b. Família Pteriidae Gray 1847. Inf. SBMa 57:9-12; 58:9-12.

DOMANESCHI, O. & LOPES, S.G.B.C. 1988/9. Família Donacidae Fleming, 1828. Inf. SBMa 87:9-12; 88:9-12; 92:9-12; 93:9-12.

DOMANESCHI, O. & LOPES, S.G.B.C. 1990. *Calyptogena (Calyptogena) birmani*, a new species of Vesicomyidae from Brazil. Malacologia 31:363-370.

DOMANESCHI, O. & MARTINS, C.M. 2002. *Isognomon bicolor* (C. B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescrição da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira. Rev. Bras. Zool. 19:611-627.

DOMANESCHI, O. & NARCHI, W. 1998. Adaptive convergences in two nestling bivalves (Myoidea: Myidae: Hiatellidae) of the Brazilian littoral. Iheringia Sér. Zool. 85:89-96.

DOMANESCHI, O., NARCHI, W., LOPES, S.G.B.C., MESERANI, G.L.C., PASSOS, F.D., SARTORI, A.F., PANTALEÃO, C., BRANCATTO, C. & BIBANCOS, M. 2007. Bivalves antárticos e subantárticos: projetos, experiências na Antártica e resultados obtidos pelos malacólogos do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo dentro do PROANTAR - Programa Antártico Brasileiro. In Tópicos em Malacologia: Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia (S.B. Santos, A.D. Pimenta, S.C. Thiengo, M.A. Fernandez & R.S. Absalão, orgs.). SBMa, Rio de Janeiro, p.41-59.

DOMANESCHI, O. & SHEA, E.K. 2004. Shell morphometry of Western Atlantic and Indo-West Pacific *Asaphis*; functional morphology and ecological aspects of *Asaphis deflorata* from Florida Keys, U.S.A. (Bivalvia: Psammobiidae). Malacologia 46:249-275.

DOMANESCHI, O., SILVA, J.R.M.C., PORTO NETO, L.R. & PASSOS, F.D. 2002. New perspectives on the dispersal mechanisms of the Antarctic brooding bivalve *Mysella charcoti* (Lamy, 1906). Polar Biol. 25:538-541.

ESTEVES, I.R.F. 1984. Recent bivalves (Paleotaxodonta and Pteriomorpha) from the Brazilian continental shelf. Pesq. Porto Alegre 16:190-226.

FORCELLI, D.O. 2000. Moluscos Magallánicos. Guía de los moluscos de la Patagônia y del Sul de Chile. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires.

GRIFFITHS, H.J., LINSE, K. & CRAME, J.A. 2003. SOMBASE – Southern Ocean Mollusc Database: a tool for biogeographic analysis in diversity and ecology. Org. Divers. Evol. 3:207-213.

GUERÓN, C.O.C. & COELHO, A.C.S. 1989. Considerações taxonômicas e morfologia de *Dosinia (Dosinia) concentrica* (Born, 1778) (Mollusca, Bivalvia, Veneridae). Bol. Mus. Nac., Zool. 334:1-19.

HAIN, S. 1990. Die beschalten benthischen Mollusken (Gastropoda und Bivalvia) des Weddellmeeres, Antarktis. Ber. Polarforsch. 70:1-184.

HAIN, S. & ARNAUD, P.M. 1992. Notes on the reproduction of high-Antarctic molluscs from the Weddell Sea. Polar Biol. 12:303-312.

HEDLEY, C. 1916. Mollusca. Austral. Ant. Exp. 1911-1914, Sci. Rep., Series C 4:3-80.

HEILMAYER, O. & BREY, T. 2003. Saving by freezing? Metabolic rates of *Adamussium colbecki* in a latitudinal context. Mar. Biol. (Berlin) 143:477-484.

KANG, D.H., AHN, I.Y. & CHOI, K.S. 2009. The annual reproductive pattern of the Antarctic clam, *Laternula elliptica* from Marian Cove, King George Island. Polar Biol. 32:517-528.

KLAPPENBACH, M.A. 1965. Lista preliminar de los Mytilidae brasileños com claves para su determinación y notas sobre su distribuición. An. Acad. Bras. Ciênc. 37(supl.):327-352.

KLAPPENBACH, M.A. 1966a. Um nuevo representante del género *Cosa* obtenido em aguas brasilenas. Rev. Bras. Biol. 26:23-27.

KLAPPENBACH, M.A. 1966b. Nueva especie de *Modiolus* (Mollusca, Pelecypoda) de la costa brasileña. Pap. Avulsos Zool. 19:251-257.

KNUDSEN, J. 1970. The systematics and biology of abyssal and hadal Bivalvia. Galathea Rep. 11:7-241.

LAMY, E. 1906a. Lamellibranches recueillis par l'Expédition Antarctique Française du Dr. Charcot. Bull. Mus. Natl. Hist. Nat. 12:44-52.

LAMY, E. 1906b. Expédition Antarctique Française (1903-1904) commandée par le Dr. Jean Charcot. Gastropodes Prosobranches et Pélécypodes. Sci. Nat. Doc. Scientif. 1-20.

LAMY, E. 1911. Deuxième Expédition Antarctique Française (1908-1910) commandée par le Dr. Jean Charcot. Gastropodes Prosobranches, Scaphopode et Pélécypodes. Sci. Nat. Doc. Scientif. 1-32.

LEONEL, R.M.V., LOPES, S.B.G.C. & AVERSARI, M. 2002. Distribution of wood-boring bivalves in the Mamanguape River estuary, Paraíba, Brazil. J. Mar. Biol. Assoc. UK 82:1039-1040.

LINSE, K. 1999. Mollusca of the Magellan region. A checklist of the species and their distribution. Sci. Mar. 63(supl.1):399-407.

LINSE, K. 2004. Scotia Arc deep-water bivalves: composition, distribution and relationship to the Antarctic shelf fauna. Deep-Sea Res. Pt. II 51:1827-1837.

LINSE, K. 2006. New records of shelled marine molluscs at Bouvet Island and preliminary assessment of their biogeographic affinities. Polar Biol. 29:120-127.

LOPES, S.G.B.C. & NARCHI, W. 1993. Levantamento e distribuição das espécies de Teredinidae (Mollusca - Bivalvia) no manguezal da Praia Dura, Ubatuba, São Paulo, Brasil. Bol. Inst. Oceanogr. 41:29-38.

MARINI, A.C. 1974. O gênero *Verticordia* Wood, 1844 (Bivalvia, Verticordiidae) na plataforma continental brasileira. Pap. Avulsos Zool. 28:241-244.

MATTHEWS, H.R. & KEMPF, M. 1970. Moluscos marinhos do Norte e Nordeste do Brasil. II-Moluscos do Arquipélago de Fernando de Noronha. Arq. Cienc. Mar. 10:1-53.

MELVILL, J.C. & STANDEN, R. 1907. The marine Mollusca of the Scotish National Antarctic Expedition. Trans. R. Soc. Edinb. 46:119-157.

MERCURI, G., IKEN, K., LEDESMA, B. & DUBOIS, R.F. 1998. On the distribution patterns and density of the Antarctic infaunal bivalve *Laternula elliptica* in Potter Cove, King George Island, Antarctica. Ber. Polarforsch. 299:137-143.

MESERANI, G.L.C., DOMANESCHI, O. & LOPES, S.G.B.C. 2004. Functional anatomy of feeding in *Psiloteredo healdi* (Teredinidae): how the animal handles two discrete food sources. American Malacological Bulletin 18:143-154.

MIKKELSEN, P.M. & BIELER, R. 2008. Seashells of southern Florida: living marine mollusks of the Florida Keys and adjacent regions. Princeton University Press, New Jersey.

MORRISON, J.P.E. 1971. Western Atlantic *Donax*. Proc. Biol. Soc. Wash. 83:545-568.

MÜHLENHARDT-SIEGEL, U. 1989. Antarktische Bivalvia der Reisen des FS "Polarstern" und des FFS "Walther Herwig" aus den Jahren 1984 bis 1986. Mitt. Hamb. Zool. Mus. Inst. 86:153-178.

NARCHI, W. 1966. The functional morphology of *Ceratobornia cema*, new species of Erycinacea (Mollusca, Eulamellibranchiata). An. Acad. Bras. Ciênc. 38:513-524.

NARCHI, W. 1973. On the functional morphology of *Hiatella solida* (Hiatellidae: Bivalvia). Mar. Biol. (Berlin) 19:332-337.

NARCHI, W. 1974. Functional morphology of *Petricola (Rupellaria) typica* (Bivalvia: Petricolidae). Mar. Biol. (Berlin) 27:123-129.

NARCHI, W. 1975. Functional morphology of new *Petricola* (Mollusca Bivalvia) from the littoral of São Paulo, Brazil. Proc. Malacol. Soc. Lond. 41:451-465.

NARCHI, W. 1976. *Meiocardia agassizii* Dall, 1886 in the Brazilian Littoral (Mollusca - Bivalvia). Stud. Neotrop. Fauna Environ. 11:205-210.

NARCHI, W. 1985a. Família Glossidae Gray, 1847. Inf. SBMa 45:9-12.

NARCHI, W. 1985b. Família Leptonidae Gray, 1847. Inf. SBMa 52:9-12.

NARCHI, W. & DOMANESCHI, O. 1977. *Semele casali* Doello-Jurado, 1949 (Mollusca-Bivalvia) in the Brazilian Littoral. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 12:263-272.

NARCHI, W., DOMANESCHI, O. & PASSOS, F.D. 2002. Bivalves Antárticos e Subantárticos coletados durante as Expedições Científicas Brasileiras à Antártica I a IX (1982–1991). Rev. Bras. Zool. 19:645-675.

NICOL, D. 1964a. Lack of shell-attached pelecypods in Arctic and Antarctic waters. Nautilus 77:92-93.

NICOL, D. 1964b. An essay on size of marine pelecypods. J. Paleontol. 38:968-974.

NICOL, D. 1965. Ecologic implications of living pelecypods with calcareous spines. Nautilus 78:109-116.

NICOL, D. 1966a. Size of pelecypods in recent marine faunas. Nautilus 79:109-113.

NICOL, D. 1966b. Descriptions, ecology and geographic distribution of some Antarctic pelecypods. Bull. Am. Paleontol. 51:1-102.

NICOL, D. 1967. Some characteristics of cold-water marine pelecypods. J. Paleontol. 41:1330-1340.

NICOL, D. 1970. Antarctic pelecypod faunal peculiarities. Science 168:1248-1249.

NICOL, D. & GAVENDA, A. P. 1964. Inferences derived from the general analysis of Recent and fossil marine pelecypod faunas. J. Paleontol. 38:975-983.

NIGRO, M. 1993. Nearshore population characteristics of the circumpolar Antarctic scallop *Adamussium colbecki* (Smith, 1902) at Terra Nova Bay (Ross Sea). Antarct. Sci. 5:377-378.

OLIVEIRA, C.D.C. & ABSALÃO, R.S. 2007. Primeiro registro de *Mendicula ferruginosa*, *Kelliella atlantica* e *Lyonsiella subquadrata* (Mollusca, Pelecypoda) para águas brasileiras. Biociências 15:63-67.

OLIVEIRA, C.D.C. & ABSALÃO, R.S. 2008. The genera *Limatula* and *Limea* (Mollusca, Pelecypoda, Limidae) from deep waters off Brazil. Zootaxa 1940:48-58.

OLIVEIRA, C.D.C. & ABSALÃO, R.S. 2009. The genera *Myonera*, *Octoporia*, and *Protocuspidaria* (Pelecypoda, Cuspidariidae) from deep waters of Campos Basin, Rio de Janeiro, Brazil with descriptions of two new species. Am. Malacol. Bull. 27:141-156.

OLIVEIRA, C.D.C. & ABSALÃO, R.S. 2010a. Review of the Septibranchia (Pelecypoda: Mollusca) from deep sea of Campos Basin, Brazil: family Verticordiidae, with description of a new species. J. Mar. Biol. Assoc. UK 90:809-817.

OLIVEIRA, C.D.C. & ABSALÃO, R.S. 2010b. Review of the Septibranchia (Mollusca: Pelecypoda) from the deep sea of Campos Basin, Brazil: family Lyonsiellidae, with description of a new species. Sci. Mar. 74:305-316.

PASSOS, F.D. & BIRMAN, A. 2009. New records of *Bentharca asperula* (Dall, 1881) (Mollusk, Bivalvia, Arcidae) from Brazil. Biota Neotrop. 9(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?shortcommunication+bn02309042009.

PASSOS, F.D. & DOMANESCHI, O. 2006. A new species of *Mysella* Angas, 1877 (Bivalvia: Galeommatoidea) from Admiralty Bay, King George Island, South Shetlands, Antarctica, with data on its biology and functional anatomy. Polar Biol. 29:389-398.

PASSOS, F.D. & DOMANESCHI, O. 2009. The anatomical characters related to the brooding behavior of two Antarctic species of *Mysella* Angas, 1877 (Bivalvia, Galeommatoidea, Lasaeidae), with direct and indirect evidences of ovoviviparity. Polar Biol. 32:271-280.

PASSOS, F.D., DOMANESCHI, O. & SARTORI, A.F. 2005. Biology and functional morphology of the pallial organs of the Antarctic bivalve *Mysella charcoti* (Lamy, 1906) (Galeommatoidea: Lasaeidae). Polar Biol. 28:372-380.

PASSOS, F.D., MESERANI, G.L.C. & GROS, O. 2007. Structural and ultrastructural analysis of the gills of the bacterial-bearing bivalve *Thyasira falklandica* Smith, 1885). Zoomorphology 126:153-162.

PECK, L.S. & BULLOUGH, L.W. 1993. Growth and population structure in the infaunal bivalve *Yoldia eightsi* in relation to iceberg activity at Signy Island, Antarctica. Mar. Biol. (Berlin) 117:235-241.

PECK, L.S., COLMAN, J.G. & MURRAY, A.W.A. 2000. Growth and tissue mass cycles in the infaunal bivalve *Yoldia eightsi* at Signy Island, Antarctica. Polar Biol. 23:420-428.

PECK, L.S. & CONWAY, L.Z. 2000. The myth of metabolic cold adaptation: oxygen consumption in stenothermal Antarctic bivalves. In The Evolutionary Biology of the Bivalvia (E.M. Harper, J.D. Taylor &, J.A. Crame, eds.). Geological Society, London, Special Publications 177:441-450.

PECK, L.S., POWELL, D.K. & TYLER, P.A. 2007. Very slow development in two Antarctic bivalve molluscs, the infaunal clam *Laternula elliptica* and the scallop *Adamussium colbecki*. Mar. Biol. (Berlin) 150:1191-1197.

PELSENEER, P. 1903. Mollusques (Amphineures, Gastropodes et Lamellibranches). Expéd. Antarct. Belgue 1-85.

PENNA, L. 1971. Novas espécies e registros de Limidae e Carditidae (Pelecypoda) no litoral brasileiro. Pap. Avulsos Zool. 24:155-159.

PENNA-NEME, L. 1978. Os Glycymerididae da costa brasileira (Mollusca, Bivalvia). Pap. Avulsos Zool. 32:59-70.

PENNA-NEME, L. 1983. Família Glycymerididae Newton, 1922. Inf. SBMa 28:9-12.

PENNA-NEME, L. & CRUZ-NATALI, M.L. 1984. *Phacoides (Parvilucina) coupoisi* Klein, 1967, novo sinônimo de *Codakia (Ctena) pectinella* (C. B. Adams, 1852), e algumas considerações sobre os Lucinidae brasileiros (Mollusca, Bivalvia). Pap. Avulsos Zool. 35:153-158.

POWELL, A.W.B. 1951. Antarctic and Subantarctic Mollusca: Pelecypoda and Gastropoda. Discovery Rep. 26:47-196.

POWELL, A.W.B. 1958. Mollusca from the Victoria-Ross Quadrants of Antarctica. B.A.N.Z.A.R.E. Rep. (Ser.B) 6:165-216.

POWELL, A.W.B. 1960. Antarctic and Subantarctic Mollusca. Rec. Auck. Inst. Mus. 5:117-193.

PREZANT, R.S., SHOWERS, M., WINSTEAD, R.L. & CLEVELAND, C. 1992. Reproductive ecology of the Antarctic bivalve *Lissarca notorcadensis* (Philobryidae). Am. Malacol. Bull. 9:173-186.

QUAST, M.P. 2003. Moluscos Bivalves (Arcoida e Ostreoida) da Costa Sudeste do Brasil. Master's Thesis, University of Campinas, Campinas.

RABARTS, I.W. & WHYBROW, S. 1979. A revision of the Antarctic and Subantarctic members of the genus *Yoldia* Möller, 1842 (Bivalvia: Nuculanidae). J. Nat. Hist. 13:161-183.

RALPH, R. & MAXWELL, J.G.H. 1977. Growth of two Antarctic lamellibranchs: *Adamussium colbecki* and *Laternula elliptica*. Mar. Biol. (Berlin) 42:171-175.

RESGALLA, C., WEBER, L.I. & CONCEIÇÃO, M.B. 2008. O mexilhão *Perna perna* (L.): biologia, ecologia e aplicações. Interciência, Rio de Janeiro.

RICHARDSON, M.G. 1980. The ecology and reproduction of the brooding Antarctic bivalve *Lissarca miliaris*. Brit. Antarct. Surv. B. 49:91-115.

RIOS, E.C. 1994. Seashells of Brazil. 2 ed. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande.

RIOS, E.C. 2009. Compendium of Brazilian Sea Shells. Evangraf, Rio Grande.

SALVADOR, L.B., DOMANESCHI, O., AMARAL, A.C.Z., MORGADO, E.H. & HENRIQUES, S.A. 1998. Malacofauna da região entremarés de praias da Ilha de São Sebastião (São Paulo, Brasil). Rev. Bras. Zool. 15:1013-1035.

SARTORI, A.F. & DOMANESCHI, O. 2005. The functional morphology of the Antarctic bivalve *Thracia meridionalis* Smith, 1885 (Anomalodesmata: Thraciidae). J. Molluscan Stud. 71:199-210.

SARTORI, A.F., PASSOS, F.D. & DOMANESCHI, O. 2006. Arenophilic mantle glands in the Laternulidae (Bivalvia: Anomalodesmata) and their evolutionary significance. Acta Zool., Stockholm 87:265-272.

SIMONE, L.R.L. 1998. A new species of *Gari* (Gobeus) (Bivalvia, Tellinoidea, Psammobiidae) from Bahia coast, Brazil. J. Conchol. 36:35-38.

SIMONE, L.R.L. 2001. Revision of the genus *Parabornia* (Bivalvia: Galeommatoidea: Galeommatidae) from the Westerns Atlantic, with description of a new species from Brazil. J. Conchol. 37:159-169.

SIMONE, L.R.L. 2008. A new species of *Chlamydoconcha* Dall, 1884, from southeastern Brazil (Bivalvia: Chlamydoconchidae). Nautilus 122:252-258.

SIMONE, L.R.L. 2009a. Comparative morphology among representatives of main taxa of Scaphopoda and basal protobranch Bivalvia (Mollusca). Pap. Avulsos Zool. 49:405-457.

SIMONE, L.R.L. 2009b. A new species of *Acar* (Bivalvia, Arcidae) from São Pedro e São Paulo Archipelago, Brazil. Novapex 10:9-16.

SIMONE, L.R.L. & CHICHVARKHIN, A. 2004. Comparative morphological study of four species of *Barbatia* occurring on the southern Florida coast (Arcoidea, Arcidae). Malacologia 46:355-379.

SIMONE, L.R.L. & CUNHA, C.M. 2008a. Revision of the genus *Spinosipella* (Bivalvia: Verticordiidae), with descriptions of two new species from Brazil. Nautilus 122:57-78.

SIMONE, L.R.L. & CUNHA, C.M. 2008b. Supplementary data from a recent revision of the genus *Spinosipella* (Bivalvia, Septibranchia). Strombus 15:8-14.

SIMONE, L.R.L. & GONÇALVES, E.P. 2006. Anatomical study on *Myoforceps aristatus*, an invasive boring bivalve in S. E. Brazilian Coast (Mytilidae). Pap. Avulsos Zool. 46:57-65.

SIMONE, L.R.L. & PENCHASZADEH, P.E. 2008. Redescription of *Hiatella meridionalis* d´Orbigny, 1846 (Mollusk, Hiatellidae) from Argentina. Pap. Avulsos Zool. 48:119-127.

SMITH, E.A. 1915. Mollusca. Part I. Gastropoda, Prosobranchia, Scaphopoda, and Pelecypoda. Nat. Hist. Rep. Br. Antarct. "Terra Nova" Exped. Zool. 2:61-112.

SOARES-GOMES, A. & PIRES-VANIN, A.M.S. 2003. Padrões de abundância, riqueza e diversidade de moluscos bivalves na plataforma continental ao largo de Ubatuba, São Paulo, Brasil: uma comparação metodológica. Rev. Bras. Zool. 20:717-725.

SOOT-RYEN, T. 1951. Antarctic pelecypodes. Scient. Res. Norw. Antarct. Exped. 1927-1928 32:1-46.

SOUZA, J.R.B., ROCHA, C.M.C. & LIMA, M.P.R. 2005. Ocorrência do bivalve exótico *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad) (Mollusca, Bivalvia), no Brasil. Rev. Bras. Zool. 22:1204-1206.

STEHLI, F.G., McALESTER, A.L. & HESLEY, C.E. 1967. Taxonomic diversity of recent bivalves and some implications for geology. Geol. Soc. Am. Bull. 78:455-466.

STOCKTON, W.L. 1984. The biology and ecology of the epifaunal scallop *Adamussium colbecki* on the west side of McMurdo Sound, Antarctica. Mar. Biol. (Berlin) 78:171-178.

STUARDO, J. 1962. Sobre el género *Limopsis* y la distribuición de *L. jousseaumei* (Mabille y Rochebrune, 1889) (Mollusca: Bivalvia). Gayana 6:5-10.

TENÓRIO, D.O. 1984. O gênero Tellina Linnaeus, 1758 (Mollusca, Bivalvia) na plataforma continental brasileira. Trab. Oceanogr. 18:7-138.

TENÓRIO, D.O., MELLO, R.L. & SILVA, O.C. 1986. O gênero Macoma Leach, 1819 (Bivalvia Tellinidae) na plataforma continental brasileira. Cad. Ômega, Ser. Cienc. Aquat. 2:7-39.

THIELE, J. 1912. Die Antarktischen Schnecken und Muscheln. Dt. Südpol.-Exped. 1901-1903 XIII Zool. 5:183-285.

TRONCOSO, J. & ALDEA, C. 2008. Macrobenthic mollusc assemblages and diversity in the West Antarctica from the South Shetland Islands to the Bellingshausen Sea. Polar Biol. 31:1253-1265.

URBAN, H.J. & MERCURI, G. 1998. Population dynamics of the bivalve Laternula elliptica from Potter Cove, King George Island, South Shetland Islands. Antarct. Sci. 10:153-160.

VILLARROEL, M. & STUARDO, J. 1998. Protobranchia (Mollusca: Bivalvia) chilenos recientes y algunos fossiles. Malacologia 40:113-229.

ZELAYA, D.G. 2005. The bivalves from the Scotia Arc islands: species richness and faunal affinities. Sci. Mar. 69(suppl.2):113-122.

ZELAYA, D.G. 2009. The genera Thyasira and Parathyasira in the Magellan Region and adjacent Antarctic waters (Bivalvia: Thyasiridae). Malacologia 51:271-290.

ZELAYA, D.G. 2010. New species of Thyasira, Mendicula, and Axinulus (Bivalvia: Thyasiroidea) from Sub-Antarctic and Antarctic waters. Polar Biol. 33:607-616.

ZELAYA, D.G. & ITUARTE, C. 2002. The identity of Waldo parasiticus (Dall, 1876) and description of Waldo trapezialis new species (Bivalvia: Galeommatoidea). Nautilus 116:109-117.

ZELAYA, D.G. & ITUARTE, C. 2006. Redescription of two Antarctic species of *Cuspidaria*: *C. concentrica* Thiele, 1912 and *C. minima* (Egorova, 1993) (Bivalvia: Cuspidariidae). Veliger 48:170-177.

Recebido em 02/10/2010
Versão reformulada recebida em 09/02/2011
Publicado em 11/02/2011

Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil

Leandro Maracahipes[1,3], Eddie Lenza[1], Beatriz Schwantes Marimon[1], Edmar Almeida de Oliveira[1], José Roberto Rodrigues Pinto[2] & Ben Hur Marimon Junior[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus de Nova Xavantina, CP 08, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil
[2]Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília – UnB, CEP 70910-900, Brasília, DF, Brasil
[3]Autor para correspondência: Leandro Maracahipes, e-mail: lmaracahipes@gmail.com

MARACAHIPES, L., LENZA, E., MARIMON, B.S., OLIVEIRA, E.A., PINTO, J.R.R. & MARIMON JR., B.H. **Structure and floristic composition of woody vegetation in cerrado rupestre in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone, Mato Grosso, Brazil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02111012011.

Abstract: This study aimed to analyze the floristic composition and the structure of a savanna on rocky soil ("cerrado rupestre") woody vegetation (including monocots and lianas) in the Cerrado-Amazon Forest transition zone located at Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, State of Mato Grosso (14º 41' S and 52º 20' W), and compare it with other cerrado stricto sensu studies. Ten 20 × 50 m plots were randomly established, within which all live and dead woody plants with at least 3 cm of trunk diameter at 30 cm above ground level ($DSH_{30} \geq 3$ cm) were measured. The cerrado rupestre showed high density (3,766 live individuals), richness (85 species, 67 genera and 34 families) and basal area (15.72 m^2ha^{-1}), as well as high levels of Shannon-Wiener species diversity (H' = 3.47) and evenness (J = 0.78) indices. The most important species were *Erythroxylum suberosum*, *Qualea parviflora*, *Anacardium occidentale*, *Kielmeyera rubriflora* and *Vatairea macrocarpa*. The greatest floristic similarity found between typical cerrado and "cerrado rupestre" communities from lower altitude areas of Northeastern Mato Grosso suggest that, in this region, altitude and geographical distance influence the species composition, regardless of the substrate. The community presented unimodality in the heights distribution and is mostly compounded by shrubby individuals with height < 3 m and DSH < 5 cm. We suggest that floristic and phytosociological studies conducted in "cerrado rupestre" should adopt DSH ≥ 3 cm and include monocot and liana species, so as to more realistically represent the vegetation richness, species composition and structure. The high species richness and diversity registered in this study might be related to this "cerrado rupestre" pre-Amazonian location, which emphasizes the importance of "Parque do Bacaba" maintenance as a guarantee of its biological diversity protection.
Keywords: *Cerrado-Amazon boundaries, phytosociology, Erythroxylum suberosum, savanna, Eastern Mato Grosso.*

MARACAHIPES, L., LENZA, E., MARIMON, B.S., OLIVEIRA, E.A., PINTO, J.R.R. & MARIMON JR., B.H. **Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02111012011.

Resumo: O objetivo desse estudo foi determinar a composição florística e a estrutura da vegetação lenhosa (incluindo monocotiledôneas e lianas) em cerrado rupestre na zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica, no Parque do Bacaba, em Nova Xavantina, MT (14º 41' S e 52º 20' W) e compará-las com outros estudos de cerrado sentido restrito. Foram demarcadas aleatoriamente 10 parcelas de 20 × 50 m, nas quais foram medidos os indivíduos vivos e mortos em pé com diâmetro mínimo a 30 cm do solo (DAS) ≥ 3 cm. O cerrado rupestre apresentou alta densidade (3.766 indivíduos vivos), riqueza florística (85 espécies, 67 gêneros e 34 famílias) e área basal (15,72 m^2ha^{-1}), e ainda elevado valor do índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H' = 3,47) e equabilidade de Pielou (J = 0,78) em relação às áreas comparadas. As espécies com maior valor de importância foram *Erythroxylum suberosum*, *Qualea parviflora*, *Anacardium occidentale*, *Kielmeyera rubriflora* e *Vatairea macrocarpa*. A maior similaridade florística entre comunidades de cerrado típico e rupestre localizadas em áreas com menores altitudes do leste mato-grossense sugere que nessa região a proximidade geográfica e a altitude exercem influência sobre a composição de espécies, independentemente do substrato. A comunidade apresentou distribuição de alturas unimodal, predominando indivíduos de porte arbustivo com altura < 3 m e DAS < 5 cm. É sugerido aqui que estudos florísticos e fitossociológicos realizados em cerrado rupestre empreguem DAS mínimo de 3 cm e incluam espécies de monocotiledôneas e de lianas para representar de maneira mais realística a riqueza e composição de espécies e a estrutura da vegetação. A elevada riqueza e diversidade de espécies registrada no presente estudo podem estar relacionadas à posição pré-Amazônica deste cerrado rupestre, enfatizando a importância da manutenção do Parque do Bacaba no sentido de garantir a proteção de sua diversidade biológica.
Palavras-chave: *limites Cerrado-Amazônia, fitossociologia, Erythroxylum suberosum, savana, leste mato-grossense.*

Introdução

O patrimônio natural brasileiro apresenta grande importância para a conservação da biodiversidade global, devido à sua extensão territorial, à diversidade e ao endemismo de espécies, ao patrimônio genético e à heterogeneidade ecossistêmica de seus biomas (Assunção & Felfili 2004). Nesse sentido, o bioma Cerrado, a segunda maior formação vegetal brasileira em extensão, possui uma das mais ricas e diversas floras do mundo, com cerca de 11.627 espécies vasculares de plantas superiores nativas (Mendonça et al. 2008), além de ampla variação regional na composição florística (Ratter et al. 2003, Bridgewater et al. 2004) e de um elevado número de espécies endêmicas (Ratter et al. 1997, Machado et al. 2004).

Fisionomicamente, o Cerrado é caracterizado por vegetação tipicamente savânica, com menor ocorrência de formações florestais e campestres (Ribeiro & Walter 2008). Entre as fitofisionomias savânicas, destaca-se o cerrado sentido restrito, que possui cobertura arbórea variando de 10 a 60% (Eiten 1979) e que foi subdividido por Ribeiro & Walter (2008) em cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo e cerrado rupestre, com base nas densidades dos componentes arbustivo-arbóreo e subarbustivo-herbáceo e nas propriedades do substrato. De acordo com estes autores, o substrato do cerrado rupestre diferencia-o das demais fitofisionomias por ocorrer em solos rasos e com presença de afloramentos rochosos. Os solos do cerrado rupestre são classificados como Neossolo Litólicos, onde as plantas se fixam nas fendas entre as rochas, onde ocorrem acúmulo e decomposição de matéria orgânica e maior deposição de areia resultante do intemperismo das rochas (Reatto et al. 2008, Ribeiro & Walter 2008).

O cerrado rupestre pode ocorrer em trechos contínuos, mas geralmente em mosaicos com outras formações vegetais (Ribeiro & Walter 2008), apresenta flora com alto grau de endemismo (Alves & Kolbek 2010), várias espécies ameaçadas de extinção (Mendonça & Lins 2000) e ocorrência de espécies típicas de formações savânicas do bioma e algumas espécies restritas (Pinto et al. 2009, Lima et al. 2010). A diversidade de plantas vasculares dos cerrados rupestres é superior àquela encontrada na maioria das regiões do mundo (Amaral et al. 2006).

Os processos de ocupação e exploração do Cerrado em vários estados brasileiros deixaram a cobertura vegetal primitiva reduzida a pequenos remanescentes, comprometendo a integridade da fauna e flora presentes no bioma (Klink & Machado 2005, Silva et al. 2006). Muitas vezes, as áreas de cerrado rupestre não são utilizadas pela agricultura intensiva, por serem normalmente de difícil acesso, pois estão associados a afloramentos rochosos (Ribeiro & Walter 2008). Essas áreas podem, dessa forma, representar importantes refúgios para a flora e a fauna do Cerrado, frente ao acelerado processo de ocupação humana. A área do presente estudo localiza-se na transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica na região abrangida pelo "arco do desmatamento", que tem levado a uma redução drástica de sua área de cobertura vegetal original (Nogueira et al. 2008).

Neste sentido, considerando a necessidade de estudos e conservação da comunidade vegetal de cerrado rupestre (Martinelli 2007), os levantamentos florísticos e fitossociológicos são excelentes ferramentas para a determinação da riqueza e diversidade locais e regionais (Felfili & Felfili 2001). Além disso, estudos dessa natureza, fornecem subsídios para posteriores estudos de dinâmica, recuperação de áreas degradadas e delimitação de unidades de conservação (Marimon et al. 1998, Felfili et al. 2002) bem como para estudos fitogeográficos (Ratter et al. 1997, Bridgewater et al. 2004, Silva et al. 2006), essenciais na determinação de estratégias de conservação. Desse modo, o presente estudo teve como objetivo analisar a composição florística e a estrutura fitossociológica da vegetação lenhosa em uma área de cerrado rupestre localizada na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, no Parque do Bacaba em Nova Xavantina, MT, comparando com outras fitofisionomias de cerrado sentido restrito do Cerrado.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido em uma área de cerrado rupestre situada no Parque Municipal do Bacaba (CRPB) (14º 41' S e 52º 20' W) no município de Nova Xavantina, leste de Mato Grosso, na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. A região é caracterizada pelo domínio de fisionomias savânicas e florestais típicas do bioma Cerrado e ainda formações florestais pré-amazônicas (Marimon et al. 1998, Felfili et al. 2002, Marimon et al. 2006). Os solos da região foram caracterizados como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, de textura média, bem drenado e com relevo plano (Prodeagro 1995). O clima é do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen (Camargo 1963), sendo o período seco de maio a setembro e o chuvoso de novembro a março. O Parque do Bacaba apresenta uma área de aproximadamente 500 ha, onde a vegetação predominante é de cerrado sentido restrito, apresentando contato com áreas de cerradão e floresta (Marimon Jr. & Haridasan 2005). O cerrado rupestre ocupa cerca de 6% da área do Parque do Bacaba se desenvolvendo entre 340 e 400 m de altitude sobre cristas de serra estreitas e alongadas, de terreno acidentado e com intenso afloramento rochoso de quartzito (Abad & Marimon 2008) ou Neossolo Litólico.

Foi adotado o método de parcelas permanentes (Felfili et al. 2005), sendo estabelecidas aleatoriamente 10 parcelas de 20 × 50 m (1 ha), com distância mínima de 50 m entre si e alocadas perpendicularmente às encostas dos afloramentos para contemplar possíveis variações em função do gradiente topográfico. Foram amostrados (altura total e diâmetro) de todos os indivíduos lenhosos (incluindo lianas e monocotiledôneas) vivos e mortos em pé, com diâmetro a 30 cm do solo (DAS_{30cm}) ≥ 3 cm. A altura total foi obtida por meio de uma régua telescópica graduada de 9,5 m. Nos casos em que os indivíduos, dentro do limite de inclusão adotado, apresentaram ramificações abaixo de 30 cm, todos os ramos foram medidos e posteriormente foi calculado o diâmetro quadrático das ramificações, conforme sugerido por Scolforo (1993). A identificação das espécies foi realizada por meio de comparações com o acervo do Herbário NX, Campus da UNEMAT de Nova Xavantina, consulta às bibliografias especializadas e envio a especialistas. O material botânico reprodutivo coletado encontra-se incorporado ao acervo do Herbário NX. O sistema de classificação botânica adotado para as famílias foi o proposto por APG III (Angiosperm..., 2009).

A diversidade de espécies foi calculada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') e para a uniformidade (equabilidade) utilizou-se o índice de Pielou (J') (Magurran 1988). Para calcular os parâmetros fitossociológicos sugeridos por Müeller-Dombois & Ellenberg (1974) utilizou-se o programa Mata Nativa 2 (Cientec 2006) e as equações foram baseadas em Brower & Zar (1977) e Ludwing & Reynolds (1988). Foram analisadas as distribuições dos indivíduos da comunidade em classes de alturas e de diâmetros, utilizando a equação proposta por Spiegel (1976). A riqueza de espécies foi estimada pelo método de rarefação (Gotelli & Colwell 2001), a partir do programa EstimateS 8.2 (Colwell 2008). Para estimar o número de espécies que poderia ter sido amostrado foi utilizado o estimador Jackknife 1 (Magurran 1988).

Foram selecionados cinco estudos realizados em cerrado típico sobre Latossolos e cinco em cerrado rupestre sobre Neossolos Litólicos para comparações florísticas (riqueza, diversidade e equabilidade) e estruturais (densidade e área basal) com o cerrado rupestre do Parque do Bacaba. A análise de agrupamento foi efetuada

com base na média de grupo (UPGMA= Unweighted Pair-Groups Method using Arithmetic Averages) para analisar a similaridade florística. Neste caso, o processo de fusão ou iteração é baseado na distância média mínima entre indivíduos e grupos (Kent & Coker 1992). A análise de agrupamento foi realizada a partir do software NTSYS v. 2.1 (Rohlf 2000). Foram selecionadas apenas estudos que adotaram o método de parcelas, totalizando 1 ha de área amostral.

Para as comparações descritas acima foram considerados apenas os indivíduos com diâmetro ≥ 5 cm, uma vez que os estudos desenvolvidos em formações savânicas de cerrado geralmente utilizam esse critério de inclusão (Felfili et al. 2005). Para avaliar os efeitos da distância geográfica sobre a composição florística, foram medidas as distâncias, em linha reta, entre as áreas comparadas e o cerrado rupestre estudado, utilizando as coordenadas geográficas de cada área, as imagens de satélite e a ferramenta para medição de distância por meio do programa Google Earth (www.earth.com/intl/pt-br).

Resultados

No cerrado rupestre estudado, considerando todos os indivíduos com DAP ≥ 3 cm, foram registradas 85 espécies, 67 gêneros e 34 famílias (Tabela 1), com densidade de 3.766 indivíduos.ha^{-1} e área basal de 15,72 m^2.ha^{-1}. O índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') foi de 3,47 e a equabilidade (J) de 0,78. Foram registrados 118 indivíduos mortos (3% do total de indivíduos) que juntos somaram área basal de 0,73 m^2.ha^{-1} (4,7% da área basal total). Três espécies de monocotiledôneas (*Syagrus flexuosa*, *S. comosa* e *Vellozia squamata*) e duas de lianas lenhosas (*Arrabidaea cinnamomea* e *Banisteriopsis pubipetala)* contribuíram com 193 indivíduos. Juntas, essas cinco espécies representaram 5,1% dos indivíduos, 4,9% do valor de importância (VI) e 3,2% da área basal da comunidade estudada (Tabela 1).

A curva de acumulação de espécies apresentou tendência à estabilização a partir da sexta parcela, na qual 83 (97,6%) das 85 espécies amostradas na área já haviam sido registradas (Figura 1). O número de espécies registrado contemplou aproximadamente 87% do número estimado para comunidade (Jackknife 1 = 97,6), sugerindo que o esforço amostral foi suficiente na determinação da composição florística local (riqueza alfa) da flora lenhosa do cerrado rupestre estudado.

As 10 espécies mais importantes em VI (11,8% do total de espécies) foram registradas nas 10 parcelas amostradas, e representaram 59,1% dos indivíduos, 45,8% do VI total e 56,6% da área basal total da comunidade. *Erythroxylum suberosum*, *Kielmeyera rubriflora*, *Pseudobombax longiflorum*, *Erythroxylum tortuosum* e *Eugenia aurata* alcançaram posição de destaque no VI em função das elevadas densidades relativas, a despeito do porte arbustivo ou subarbustivo dessas espécies. Por outro lado, devido ao porte tipicamente arbóreo, *Anacardium occidentale* e *Dipteryx alata* se destacaram em função dos maiores valores de dominância. *Qualea parviflora*, *Vatairea macrocarpa* e *Heteropterys byrsonimifolia* se destacaram em função dos elevados valores relativos de densidade e área basal (Tabela 1). Foram amostradas 10 espécies consideradas raras, por apresentar apenas 1 ind.ha^{-1} (11,8% das espécies e 1% do VI total) (Tabela 1).

A estrutura vertical da comunidade lenhosa estudada foi caracterizada predominantemente por indivíduos com porte arbustivo (alturas ente 1 e 3 m), com 2.686 indivíduos vivos (71,3% do total), seguida por indivíduos de porte arbóreo (> 3 m), com 870 indivíduos (23,1% do total) e subarbustivo (< 1 m), com 210 indivíduos (5,6% do total) (Figura 2a). Das 85 espécies registradas na área, 76 (89%) apresentaram pelo menos um indivíduo com porte arbustivo. Em

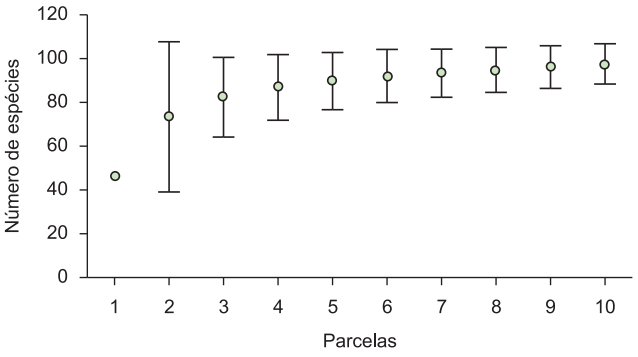

Figura 1. Curva de acumulação de espécies lenhosas (DAS$_{30}$ ≥ 3 cm) em um cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, porção Leste de Mato Grosso.

Figure 1. Rarefaction curve of a "cerrado rupestre" woody species (DSH$_{30}$ ≥ 3 cm) in the Cerrado-Amazon Forest transition zone of Eastern Mato Grosso, Brazil.

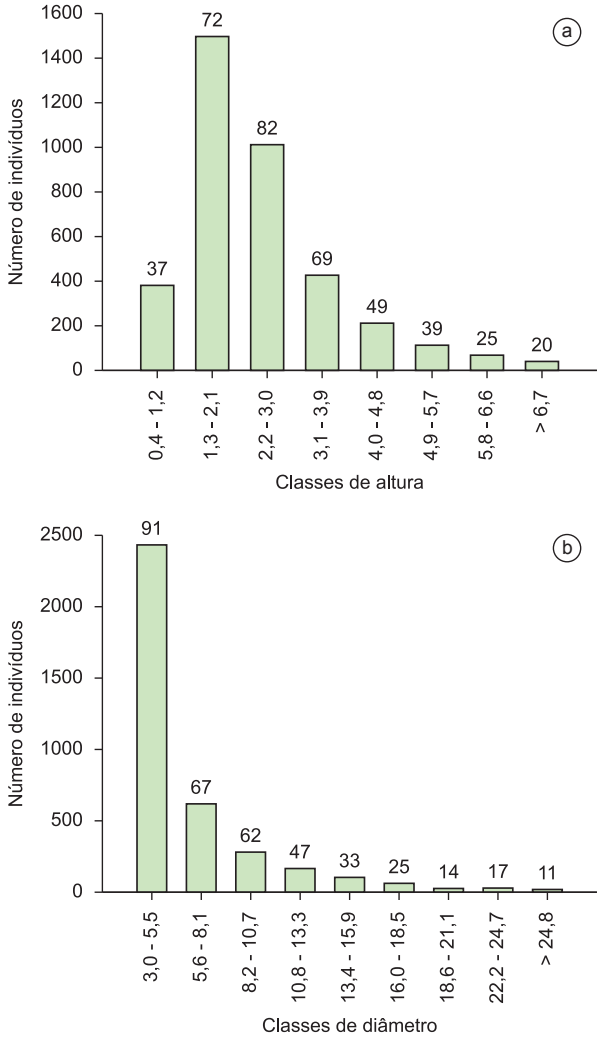

Figura 2. a) Distribuição das classes de alturas; e b) diâmetros dos indivíduos lenhosos vivos (DAS$_{30}$ ≥ 3 cm) do cerrado rupestre estudado. Os valores acima das barras indicam o número de espécies por classe.

Figure 2. a) Distribution of height; and b) diameter classes of the "cerrado rupestre" live woody individuals (DSH$_{30}$ ≥ 3 cm). The values above the bars indicate the number of species per class.

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos das espécies lenhosas ($DAS_{30} \geq 3$ cm) do cerrado rupestre estudado. DA = Densidade absoluta; DR = Densidade relativa; FA = Frequência absoluta; FR = Frequência relativa; DoA = Dominância Absoluta; DoR = Dominância Relativa e VI = Valor de Importância. Espécies em ordem decrescente de VI. Valores absolutos em hectare (D = $N.ha^{-1}$ e Do = $m^2.ha^{-1}$) e valores relativos em %. * Liana; ** Monocotiledônea não lenhosa.

Table 1. Phytosociological parameters of the woody species ($DSH_{30} \geq 3$ cm) in the studied cerrado rupestre. DA = Absolute density; DR = Relative density; FA = Absolute frequency; FR = Relative frequency; DoA = Absolute dominance; DoR = Relative dominance and VI = Value of Importance. Species in decreasing order of VI. Absolute values in hectare (D = $N.ha^{-1}$ and Do = $m^2.ha^{-1}$) and relative values in %. * Liana; ** Non woody monocots.

Espécie	Família	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
*Erythroxylum suberosu*m A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	539	14,31	100	2,17	1,01	6,45	22,94
Qualea parviflora Mart.	Vochysiaceae	323	8,58	100	2,17	1,32	8,42	19,18
Anacardium occidentale L.	Anacardiaceae	99	2,63	100	2,17	2,05	13,02	17,83
Kielmeyera rubriflora A. St.-Hil.	Clusiaceae	381	10,12	100	2,17	0,67	4,25	16,55
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke	Fabaceae	243	6,45	100	2,17	1,18	7,51	16,14
Heteropterys byrsonimifolia A. Juss.	Malpighiaceae	176	4,67	100	2,17	0,68	4,29	11,15
Dipteryx alata Vogel	Fabaceae	49	1,30	100	2,17	1,02	6,51	9,99
Pseudobombax longiflorum (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	146	3,88	100	2,17	0,43	2,71	8,77
Eugenia aurata O. Berg	Myrtaceae	131	3,48	100	2,17	0,38	2,44	8,10
Erythroxylum tortuosum Mart.	Erythroxylaceae	137	3,64	100	2,17	0,17	1,05	6,87
Dalbergia miscolobium Benth.	Fabaceae	112	2,97	70	1,52	0,28	1,76	6,26
Tachigali aurea Tul.	Fabaceae	81	2,15	100	2,17	0,29	1,83	6,16
Syagrus flexuosa (Mart.) Becc.**	Arecaceae	99	2,63	80	1,74	0,28	1,75	6,13
Pterodon pubescens (Benth.) Benth.	Fabaceae	36	0,96	90	1,96	0,49	3,10	6,01
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	Fabaceae	68	1,81	100	2,17	0,31	1,97	5,96
Davilla elliptica A. St.-Hil.	Dilleniaceae	80	2,12	100	2,17	0,21	1,35	5,65
Qualea multiflora Mart.	Vochysiaceae	57	1,51	90	1,96	0,32	2,01	5,49
Lafoensia pacari A. St.-Hil.	Lythraceae	76	2,02	100	2,17	0,20	1,28	5,48
Leptolobium dasycarpum Vogel	Fabaceae	87	2,31	80	1,74	0,18	1,16	5,22
Magonia pubescens A. St.-Hil.	Sapindaceae	41	1,09	70	1,52	0,36	2,30	4,91
Myrcia lanuginosa O. Berg	Myrtaceae	77	2,04	90	1,96	0,13	0,85	4,86
Aspidosperma macrocarpon Mart.	Apocynaceae	32	0,85	90	1,96	0,27	1,71	4,52
Mezilaurus crassiramea (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	26	0,69	80	1,74	0,27	1,71	4,15
Arrabidaea cinnamomea (A. DC.) Sandwith *	Bignoniaceae	41	1,09	100	2,17	0,08	0,51	3,78
Byrsonima coccolobifolia Kunth	Malpighiaceae	26	0,69	100	2,17	0,09	0,58	3,45
Ouratea spectabilis (Mart. ex Engl.) Engl.	Ochnaceae	19	0,50	80	1,74	0,18	1,11	3,36
Aspidosperma tomentosum Mart.	Apocynaceae	31	0,82	70	1,52	0,16	0,99	3,34
Qualea grandiflora Mart.	Vochysiaceae	19	0,50	80	1,74	0,16	1,00	3,25
Guapira graciliflora (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	25	0,66	90	1,96	0,09	0,57	3,20
Plathymenia reticulata Benth.	Fabaceae	26	0,69	70	1,52	0,15	0,95	3,17
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Rubiaceae	34	0,90	80	1,74	0,07	0,44	3,09
Bowdichia virgilioides Kunth	Fabaceae	17	0,45	60	1,30	0,19	1,23	2,99
Cordiera sessilis (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	19	0,50	80	1,74	0,09	0,61	2,85
Mouriri elliptica Mart.	Melastomataceae	16	0,42	70	1,52	0,12	0,77	2,72
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	24	0,64	70	1,52	0,06	0,39	2,55
Vellozia sp. **	Velloziaceae	40	1,06	40	0,87	0,09	0,58	2,52
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	Clusiaceae	20	0,53	70	1,52	0,05	0,34	2,39
Eugenia glazioviana Kiaersk.	Myrtaceae	11	0,29	60	1,30	0,11	0,67	2,27
Erythroxylum engleri O.E. Schulz	Erythroxylaceae	21	0,56	70	1,52	0,03	0,20	2,27
Byrsonima pachyphylla A. Juss.	Malpighiaceae	17	0,45	50	1,09	0,09	0,57	2,11
Tabebuia aurea (S. Manso) Benth. & H. f. ex S. Moore	Bignoniaceae	13	0,35	40	0,87	0,14	0,86	2,07

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Família	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
Eugenia gemmiflora O. Berg	Myrtaceae	11	0,29	60	1,30	0,07	0,43	2,02
Andira cuiabensis Benth.	Fabaceae	7	0,19	40	0,87	0,14	0,89	1,94
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook. f.	Opiliaceae	18	0,48	50	1,09	0,05	0,28	1,84
Connarus suberosus Planch.	Connaraceae	16	0,42	50	1,09	0,03	0,18	1,69
Mimosa laticifera Rizzini & A. Mattos	Fabaceae	21	0,56	40	0,87	0,04	0,25	1,67
Rourea induta Planch.	Connaraceae	18	0,48	50	1,09	0,02	0,12	1,68
Salvertia convallariodora A. St.-Hil.	Vochysiaceae	9	0,24	30	0,65	0,11	0,72	1,60
Curatella americana L.	Dilleniaceae	6	0,16	40	0,87	0,09	0,55	1,57
Casearia sylvestris Sw.	Salicaceae	9	0,24	60	1,30	0,01	0,05	1,59
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	6	0,16	40	0,87	0,07	0,47	1,49
Himatanthus obovatus (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	12	0,32	40	0,87	0,01	0,09	1,28
Syagrus comosa (Mart.) Mart.**	Arecaceae	7	0,19	40	0,87	0,04	0,24	1,29
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	Myrtaceae	5	0,13	40	0,87	0,03	0,19	1,19
Buchenavia tomentosa Eichler	Combretaceae	3	0,08	30	0,65	0,07	0,44	1,17
Banisteriopsis pubipetala (A. Juss.) Cuatrec.*	Malpighiaceae	6	0,16	40	0,87	0,01	0,10	1,12
Annona coriacea Mart.	Annonaceae	6	0,16	40	0,87	0,02	0,12	1,15
Antonia ovata Pohl	Loganiaceae	11	0,29	30	0,65	0,03	0,18	1,12
Ouratea hexasperma (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	5	0,13	40	0,87	0,02	0,10	1,10
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	6	0,16	20	0,43	0,08	0,50	1,09
Pouteria gardneri (Mart. & Miq.) Baehni	Sapotaceae	6	0,16	20	0,43	0,08	0,48	1,07
Luetzelburgia praecox (Harms ex Kuntze) Harms	Fabaceae	5	0,13	30	0,65	0,05	0,30	1,08
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	10	0,27	30	0,65	0,02	0,15	1,06
Dimorphandra mollis Benth.	Fabaceae	5	0,13	30	0,65	0,01	0,07	0,85
Erythroxylum testaceum Peyr.	Erythroxylaceae	5	0,13	30	0,65	0,01	0,04	0,82
Emmotum nitens (Benth.) Miers	Icacinaceae	2	0,05	20	0,43	0,05	0,30	0,79
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	Burseraceae	2	0,05	20	0,43	0,02	0,10	0,58
Copaifera langsdorffii Desf.	Fabaceae	1	0,03	10	0,22	0,05	0,31	0,55
Cordiera elliptica Kuntze	Rubiaceae	3	0,08	20	0,43	0,01	0,03	0,54
Simarouba versicolor A. St.-Hil.	Simaroubaceae	3	0,08	20	0,43	0,01	0,02	0,53
Peritassa campestris (Cambess.) A.C. Sm.	Celastraceae	2	0,05	20	0,43	0,01	0,03	0,51
Eugenia multiflora Lam.	Myrtaceae	2	0,05	20	0,43	0,01	0,01	0,49
Neea theifera Oerst.	Nyctaginaceae	7	0,19	10	0,22	0,01	0,06	0,46
Heisteria ovata Benth.	Olacaceae	3	0,08	10	0,22	0,01	0,09	0,39
Strychnos pseudoquina A. St.-Hil.	Loganiaceae	1	0,03	10	0,22	0,02	0,11	0,35
Cybistax antisyphilitica (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	2	0,05	10	0,22	0,01	0,03	0,29
Ferdinandusa elliptica Pohl	Rubiaceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,06	0,30
Hancornia speciosa B.A. Gomes	Apocynaceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,03	0,27
Brosimum gaudichaudii Trécul	Moraceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,01	0,25
Diospyros hispida A. DC.	Ebenaceae	2	0,05	10	0,22	0,01	0,01	0,28
Plenckia populnea Reissek	Celastraceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,02	0,26
Matayba guianensis Aubl.	Sapindaceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,01	0,24
Eugenia punicifolia (Kunth) DC.	Myrtaceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,01	0,25
Aspidosperma subincanum Mart.	Apocynaceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,01	0,24
Machaerium acutifolium Vogel	Fabaceae	1	0,03	10	0,22	0,01	0,01	0,25
Total		3.766	100	4.660	100	15,72	100	300

Tabela 2. Comparações florísticas e estruturais entre a comunidade lenhosa com DAS ≥ 3 cm (primeira linha) e DAS ≥ 3 cm (segunda linha) do cerrado rupestre do Parque Municipal do Bacaba, na transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, Mato Grosso, e outros estudos com comunidades lenhosas de cerrado rupestre e típico do bioma Cerrado (DAS ≥ 5 cm). N = número de espécies; H' = índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H'); J = equabilidade de Pielou, D = densidade (ind.ha^{-1}); AB = área basal (m^2.ha^{-1}). Dist. = Distância (km) em linha reta do CRPB até as demais áreas analisadas; Alt.= altitude.

Table 2. Floristic and structural comparisons among the woody community with DSH ≥ 3 cm (first line) and DSH ≥ 5 cm (second line) of the "cerrado rupestre" at Bacaba's Park, in the Cerrado-Amazon forest transition zone of eastern Mato Grosso, and other studies with typical cerrado and "cerrado rupestre" communities within the Cerrado biome. N = Species number; H' = Shannon-Wiener index of species diversity (H'); J = Pielou equability index, D = density (ind.ha^{-1}); AB = basal area (m^2.ha^{-1}). Dist. = Distance (km) measured in a straight line from CRPB to other compared areas; Alt.= altitude.

Autores	Estado	N	H'	J	D	AB	Dist.	Alt.
Cerrado Rupestre/Neossolo Litólico								
Presente estudo	MT	85	3,45	0,77	3.766	15,72	–	400
		74	3,59	0,83	1.572	13,27		
Miranda et al. (2007)	GO	54	3,13	0,79	1.137	7,08	276	800
Lima et al. (2010)	GO	66	3,33	0,79	1.357	12,39	520	1.000
Pinto et al. (2009)	GO	65	3,45	0,83	674	5,67	433	1.200
Moura et al. (2007)	GO	56	3,33	0,82	461	3,43	417	1.385
Amaral et al. (2006)	DF	51	3,08	–	607	3,58	520	1.050
Cerrado Típico/Latossolo								
Marimon Jr. & Haridasan (2005)	MT	77	3,78	0,87	1.890	14,94	2	250
Nogueira et al. (2001)	MT	88	3,78	0,84	1.250	9,36	130	400
Felfili et al. (2002)	MT	73	3,69	0,84	947	7,09	74	500
Balduino et al. (2005)	MG	73	3,57	0,83	1.813	16,42	1.010	750
Assunção & Felfili (2004)	DF	54	3,41	–	818	8,97	520	1.050

relação à distribuição diamétrica dos indivíduos vivos na comunidade, foi observada uma tendência de diminuição nas frequências das classes menores para as maiores, em um padrão de J-reverso. A maioria dos indivíduos (59,1%) apresentou troncos com DAS entre 3 e 5 cm. Nessa classe diamétrica foram amostradas 78 espécies (91,7% do total) (Figura 2b).

A análise de classificação (UPGMA) revelou a existência de dois grandes grupos. O primeiro formado por áreas de cerrado rupestre e típico em locais com altitudes inferiores a 800 m e o segundo por cerrados rupestres e típicos localizados no planalto central brasileiro com altitudes superiores a 1.000 m. Notou-se ainda que o primeiro grupo foi dividido em: áreas do estado de Mato Grosso de baixa altitude (inferiores a 500 m) e próximos a transição com a Floresta Amazônica; áreas do estado de Goiás com altitudes intermediárias (entre 600 e 800 m) e uma área no estado de Minas Gerais com altitude intermediária (750 m) e nas proximidades com a Mata Atlântica (Figura 3).

Comparando-se os dois critérios mínimos de inclusão adotados no presente estudo (DAS ≥ 3 cm e DAS ≥ 5 cm), pode-se notar que o primeiro aumentou o número de espécies registradas e os valores de densidade e de área basal total da comunidade estudada (Tabela 2).

Discussão

A riqueza registrada e estimada de espécies, o índice de diversidade de espécies e a equabilidade encontrados no cerrado rupestre estudado foram elevados e similares àqueles registrados em outros estudos com cerrado típico no leste mato-grossense (Marimon et al. 1998, Felfili et al. 2002, Marimon Jr. & Haridasan 2005). A suficiência do esforço amostral empregado (10.000 m^2) no presente estudo, revelada pelo método de rarefação, confirma os resultados dos estudos realizados por Assunção & Felfili (2004) e Andrade et al. (2002), em cerrado sentido restrito, que também indicaram que amostragens em áreas superiores a 7.000 m^2 já foram suficientes para registrar cerca de 90% das espécies.

Apesar das limitações impostas pelo substrato rochoso ao estabelecimento das plantas, o cerrado rupestre estudado apresentou fortes semelhanças em termos de riqueza, diversidade, bem como as mais altas similaridades florísticas, com três outras áreas de cerrado sobre Latossolos do leste mato-grossense, sugerindo que a proximidade geográfica pode ter forte influência sobre a riqueza e a composição de espécies na região. Este aspecto foi confirmado pela análise de classificação que agrupou as quatro áreas de cerrado do leste mato-grossense, independente do tipo fisionômico e do substrato. O agrupamento de áreas com altitudes semelhantes também sugere a influência da altitude sobre a composição da flora lenhosa de formações savânicas de Cerrado, corroborando a afirmação de Castro et al. (1999). Os padrões florísticos aqui encontrados enfatizam a importância dos ambientes rupestres na manutenção da riqueza e composição florística da vegetação savânica do leste mato-grossense, uma vez que áreas rupestres são mantidas em função de serem inadequadas para a mecanização e implantação de atividades agropecuárias convencionais.

A diversidade florística registrada neste estudo foi superior à observada em outros estudos realizados em comunidades lenhosas de cerrado rupestre no planalto central (Amaral et al. 2006, Moura et al. 2007, Pinto et al. 2009, Lima et al. 2010). A notável riqueza e diversidade de espécies e as mais elevadas semelhanças florísticas entre as fitofisionomias savânicas do leste mato-grossense, podem estar relacionadas com a localização pré-Amazônica da área estudada. Segundo Felfili et al. (2002), a influência florística da Amazônica contribui com estes elevados índices de diversidade e riqueza de espécies na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica.

Espécies habitat-especialistas de cerrados rupestres, como *Wunderlichia cruelsiana* Taub. (Munhoz & Proença 1998, Miranda et al. 2007, Amaral et al. 2006), *Wunderlichia mirabilis* Riedel ex Baker (Pinto et al. 2009), *Tibouchina papyrus* (Pohl) Toledo, *Swartzia adamantium* (Cambess.) Bedell ex Giraldo-Cañas e *Clusia burchelli* Engl. (Moura et al. 2007, Pinto et al. 2009) não

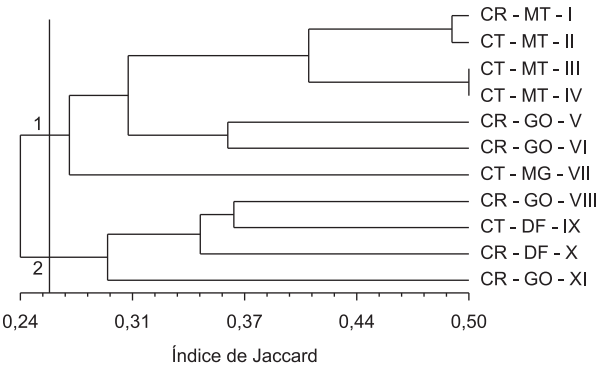

Figura 3. Dendrograma de similaridade florística entre comunidades lenhosas (DAS ≥ 5 cm) obtido pelo método de ligação UPGMA (Coeficiente de Valor Cofenetico = 0,77). I = presente estudo, II = Marimon Jr. & Haridasan (2005), III = Nogueira et al. (2001), IV = Felfili et al. (2002), V = Miranda et al. (2007), VI = Lima et al. (2010), VII = Balduino et al. (2005), VIII = Pinto et al. (2009), IX = Assunção & Felfili (2004), X = Amaral et al. (2006), XI = Moura et al. (2007).

Figure 3. Dendrogram of floristic similarity between woody communities (DSH ≥ 5 cm) using the UPGMA (Cofenetic Coefficient = 0,77) linkage method. I = this study, II = Marimon Jr. & Haridasan (2005), III = Nogueira et al. (2001), IV = Felfili et al. (2002), V = Miranda et al. (2007), VI = Lima et al. (2010), VII = Balduino et al. (2005), VIII = Pinto et al. (2009), IX = Assunção & Felfili (2004), X = Amaral et al. (2006), XI = Moura et al. (2007).

foram registradas no cerrado rupestre estudado. Segundo Rabinowitz (1981), espécies habitat-especialistas apresentam elevada importância estrutural e por isso podem ser consideradas como espécies indicadoras de determinados ambientes. Munhoz & Proença (1998) acreditam que o endemismo e a especificidade observada em espécies de ambientes rupestres do Cerrado podem também estar relacionados a altitudes mais elevadas. Entre os cerrados rupestres amostrados até o momento, apenas o do presente estudo possui altitudes inferiores a 400 m, enquanto os demais (Amaral et al. 2006, Moura et al. 2007, Pinto et al. 2009, Lima et al. 2010) se localizam acima de 700 m, corroborando em parte com a afirmação de Munhoz & Proença (1998). Assim, sugerimos que os endemismos nos cerrados rupestres podem ser determinados tanto pela altitude quanto pela adaptação ou especialização de algumas espécies aos substratos rochosos.

A ampla variação nos valores de densidade e área basal registrada nas áreas de cerrado rupestre e típico aqui comparadas sugere que as propriedades estruturais das comunidades savânicas de cerrado parecem depender de diferentes fatores físicos locais, conforme sugerido por Ribeiro & Walter (2008). No entanto, não foram observadas tendências para cerrados sobre Latossolos apresentarem densidades e áreas basais maiores das observadas em cerrados rupestres. Assim, esses dois parâmetros estruturais da vegetação parecem não depender apenas da suposta limitação do substrato rochoso ao estabelecimento das plantas lenhosas em ambientes rupestres de cerrado.

Os valores de densidade e área basal, bem como a riqueza florística do cerrado rupestre estudado foram fortemente influenciados pelo critério mínimo de inclusão adotado. Esse fato sugere que estudos que adotam 5 cm, ao invés de 3 cm de diâmetro, como critério mínimo de inclusão, subestimam a biomassa e diversidade alfa de comunidades savânicas, pois excluem indivíduos de espécies arbustivas e subarbustivas. Estudos florísticos e fitossociológicos em fitofisionomias savânicas do bioma Cerrado geralmente excluem monocotiledôneas (Lima et al. 2003) e lianas lenhosas (Fidelis & Godoy 2003), grupos esses que apresentaram elevada importância florística e estrutural na comunidade aqui estudada. Dessa forma, recomenda-se que estudos futuros incluam lianas e monocotiledôneas e a adotem limite mínimo de inclusão de 3 cm para garantir uma melhor caracterização das comunidades.

O percentual de indivíduos mortos em pé registrado no presente estudo (3%) foi semelhante àqueles registrados em cerrado sentido restrito por Felfili et al. (2002) (5%) e em cerrado rupestre por Amaral et al. (2006) (3,8%). Segundo Felfili & Fagg (2007), valores em torno de 5% de indivíduos mortos em cerrado sentido restrito indicam baixo distúrbio na comunidade. Sendo assim, o número reduzido de indivíduos mortos aqui amostrados sugere que a área encontra-se bem protegida de interferências antrópicas, especialmente do fogo.

A importância estrutural de *Erythroxylum suberosum*, registrada no presente estudo, também têm sido destacada em outros levantamentos de cerrado sentido restrito (Marimon et al. 1998, Felfili et al. 2002, Balduino et al. 2005), cerrado rupestre (Amaral et al. 2006, Felfili & Fagg 2007, Abad et al. 2010) e campos de murundus (Marimon et al. 2008). A espécie *Qualea parviflora* configura entre as 10 espécies de maior VI em estudos realizados em cerrado sentido restrito (Marimon et al. 1998, Nogueira et al. 2001, Felfili et al. 2002, Silva et al. 2002, Balduino et al. 2005, Marimon Jr. & Haridasan 2005, Felfili & Fagg 2007), cerrado rupestre (Pinto et al. 2009, Lima et al. 2010) e campo de murundu (Marimon et al. 2008). Essas duas espécies são citadas por Ratter et al. (2003) como apresentando ampla distribuição no Cerrado, fato que poderia ser explicado pela adaptação dessas espécies a diferentes ambientes e substratos.

A proporção de espécies raras no presente estudo (11,8%) está dentro dos limites registrados em áreas de cerrado típico, que variam entre 9,1 e 19,7% (Marimon et al. 1998, Nogueira et al. 2001, Felfili et al. 2002, Assunção & Felfili 2004, Marimon Jr. & Haridasan 2005). Apesar disso, outros levantamentos realizados em cerrados rupestres do bioma registraram maior número de espécies raras, com proporções variando de 20 a 39% (Amaral et al. 2006, Moura et al. 2007, Pinto et al. 2009, Abad et al. 2010). Segundo Pinto et al. (2009), a raridade em ambientes rupestres é elevada em função das baixas densidades apresentadas por espécies restritas a essa fitofisionomia. Entretanto, esse não foi o caso da comunidade estudada, que não apresentou espécies com especificidade de hábitats rupestres.

A distribuição das classes de alturas do cerrado rupestre estudado apresentou padrão unimodal tendendo para distribuição normal, de modo similar ao que já foi registrado em outras áreas de cerrado rupestre (Amaral et al. 2006, Pinto et al. 2009, Lima et al. 2010) e típico (Assunção & Felfili 2004, Marimon Jr. & Haridasan 2005) do Brasil Central. Nessas comunidades, as estrutura vertical é representada predominantemente por espécies arbustivas, ou seja, com alturas entre 1 e 3 m, caracterizando assim uma vegetação tipicamente savânica.

A distribuição diamétrica na comunidade estudada seguiu o modelo de J-reverso, comumente registrado em comunidades savânicas bem preservadas do bioma Cerrado (Felfili & Silva-Júnior 1988, Assunção & Felfili 2004), incluindo cerrados rupestres (Amaral et al. 2006, Moura et al. 2007, Pinto et al. 2009). Segundo Felfili & Silva-Júnior (1988), esse padrão sugere um recrutamento contínuo e um equilíbrio entre mortalidade e recrutamento na comunidade, garantindo a manutenção da atual estrutura diamétrica na ausência de distúrbios. Provavelmente a localização da área estudada em uma unidade de conservação sujeita a poucos distúrbios pode estar contribuindo com a distribuição diamétrica apresentada pelos indivíduos amostrados.

Esse e outros poucos estudos desenvolvidos com a flora lenhosa em cerrado rupestre aqui considerados evidenciam elevada riqueza e diversidade de espécies. Além disso, os parâmetros florísticos e estruturais chamam atenção para a importância dos ambientes

rupestres na manutenção da biodiversidade do Cerrado e para a condução de estudos que adotem em sua amostragem diâmetros mínimos de 3 cm, sob o risco de se retratar apenas parcialmente a real estrutura da flora lenhosa dessa peculiar e rara fitofisionomia do bioma Cerrado, uma vez que cerca de 60% dos indivíduos apresentaram DAS inferiores a 5 cm. Finalmente, a posição geográfica da área de estudo, na transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, bem como o bom estado atual de conservação da área, localizada em uma unidade de conservação, podem explicar a elevada biodiversidade e área basal e a estabilidade estrutural da comunidade.

Agradecimentos

Aos biólogos MSc. Daniel Franczak, Leonardo Maracahipes, MSc. Tassiana Santos, Ludimila Pinheiro, Edson Pinto, Kátia Martins, Gaildes Constantino e o agrônomo Divino Pereira pelo auxílio no trabalho de campo. À Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Campus de Nova Xavantina, pela concessão de bolsa de estudos e pelo material disponibilizado. Ao Programa PELD/CAPES (Proc. nº 558069/2009-6) pelo apoio financeiro. À FAPEMAT pela concessão de bolsa de estudos. Aos revisores anônimos, pelas valiosas críticas e sugestões.

Referências Bibliográficas

ABAD, J.C.S. & MARIMON, B.S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura (J.E. Santos & C. Galbiati, orgs.). Rima, São Carlos, v.1, p.23-56.

ABAD, J.C.S., MARIMON, B.S., JANCOSKI, H.S., SILVA, L.S., OLIVEIRA, E.A. & JORDÃO, B.O. 2010. Composição florística e estrutural das comunidades lenhosas de cerrado rupestre e de florestas de galeria do parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, MT. In Gestão e Educação Ambiental - Água, Biodiversidade e Cultura (J.E. Santos, C. Galbiati & L.E. Moschini, org.). Rima, São Carlos, v.2, p.82-102.

ALVES, R.J.V. & KOLBEK, J. 2010. Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? Plant. Ecol. 207:67-79.

AMARAL, A.G., PEREIRA, F.F.O. & MUNHOZ, C.B.R. 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. Cerne 12(4):350-359.

ANDRADE, L.A.Z, FELFILI, J.M. & VIOLATTI, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. Acta Bot. Bras. 16(2):225-240.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Bot. J. Linn. Soc. 161(2):105-121.

ASSUNÇÃO, S.L. & FELFILI, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. Acta Bot. Bras. 18(4):903-909.

BALDUINO, A.P.C., SOUZA, A.L., MEIRA-NETO, J.A.A., SILVA, A.F. & SILVA-Jr., M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da flora de Paraopeba-MG. Rev. Árvore 29(1):25-34.

BRIDGEWATER, S., RATTER, J.A. & RIBEIRO, J.F. 2004. Biogeographic patterns, b-diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. Biodiv. Conserv. 13:2295-2318.

BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1977. Field and laboratory methods for general ecology. W. C. Brown Co. Pub., Iowa.

CAMARGO, A.P. 1963. Clima do Cerrado. In Simpósio sobre o Cerrado (M.G. Ferri, coord.). EDUSP, São Paulo, p.75-95.

CASTRO, A.A.J.F., MARTINS, F.R., TAMASHIRO, J.Y. & SHEPHERD, G.J. 1999. How rich is the flora of brazilian cerrados? Ann. Mo. Bot. Gard. 86(1):192-224.

CIENTEC. 2006. Mata Nativa 2: manual do usuário. Cientec,Viçosa.

COLWELL, R.K. 2008. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. http://www.purl.oclc.org/estimates (último acesso em 15/11/2008).

EITEN, G. 1979. Formas fisionômicas do Cerrado. Rev. Bras. Bot. 2:139-148.

FELFILI, J.M. & FAGG, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(3):375-385.

FELFILI, M.C. & FELFILI, J.M. 2001. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. Acta Bot. Bras. 15(2):243-254.

FELFILI, J.M. & SILVA-Jr., M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. Acta Bot. Bras. 2(1-2):85-104.

FELFILI, J.M., CARVALHO, F.A. & HAIDAR, R.F. 2005. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. EdUnB, Brasília, 55p.

FELFILI, J.M., NOGUEIRA, P.E., SILVA-Jr., M.C., MARIMON, B.S. & DELITTI, W.B.C. 2002. Composição florística e fitossociológica do cerrado sentido restrito no município de Água Boa-MT. Acta Bot. Bras. 16(1):103-112.

FIDELIS, A.T. & GODOY, S.A.P. 2003. Estrutura de um cerrado *stricto sensu* na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Acta Bot. Bras. 17(4):531-539.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379-391.

KENT, M. & COKER, P. 1992. Vegetation description and analysis; a practical approach. Belhaven Press, London.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conserv. Biol. 19(3):707-713.

LIMA, E.S., FELFILI, J.M., MARIMON, B.S. & SCARIOT, A. 2003. Diversidade, estrutura e distribuição espacial de palmeiras em um cerrado *sensu stricto* no Brasil Central-DF. Rev. Bras. Bot. 26(3):361-370.

LIMA, T.A., PINTO, J.R.R., LENZA, E. & PINTO, A.S. 2010. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn04010022010.

LUDWING, J.A. & REYNOLDS, J.E. 1988. Statistical ecology – a primer on methods and computing. J. Wiley & Sons, New York.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P.G.P., CALDAS, E.F., GONÇALVES, D.A., SANTOS, N.S., TABOR, K. & STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação Internacional - Brasil, Brasília.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm., London.

MARIMON, B.S., LIMA, E.S., DUARTE, T.G., CHIEREGATTO, L.C. & RATTER, J.A. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. Edinb. J. Bot. 63(23):323-341.

MARIMON, B.S., IVANAUSKAS, N.M., FERNANDES-BULHÃO, C. & LIMA, E.S. 2008. Caracterização florística e fitossociologica da planície de inundação do Rio das Mortes, MT. In Fauna e flora da planície de inundação do Rio das Mortes – MT (H.S.R. Cabette, Org.). UNEMAT, Cáceres, p.15-30.

MARIMON, B.S., VARELLA, R.F. & MARIMON Jr., B.H. 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer 3:82-101.

MARIMON Jr., B.H. & HARIDASAN, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(4):913-926.

MARTINELLI, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. Rev. Bras. Bot. 30:587-597.

MENDONÇA, M.P. & LINS, L.V. 2000. Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas; Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte, Belo Horizonte.

MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA-Jr., M.C., REZENDE, A.V., FILGUEIRAS, T.S., NOGUEIRA, P.E. & FAGG, C.W. 2008. Flora vascular do cerrado: *Checklist* com 12.356 espécies. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, ed.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.417-1279.

MIRANDA, S.C., SILVA-Jr., M.C. & SALLES, L.A. 2007. A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. Heringeriana 1(1):43-53.

MOURA, I.O., GOMES-GLEIN, V.L., FELFILI, J.M. & FERREIRA, H.D. 2007. Fitossociologia da comunidade lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pirineus, Pirenópolis, Goiás. Rev. Biol. Neotrop. 4(2):83-100.

MÜELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons, New York.

MUNHOZ, C.B.R. & PROENÇA, C. 1998. Composição florística no município de Alto Paraíso de Goiás na Chapada dos Veadeiros. Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer 3:102-150.

NOGUEIRA, E.M., NELSON, B.W., FEARNSIDE, P.M., FRANÇA, M.B. & OLIVEIRA, A.C.A. 2008. Tree height in Brazil's "arc of deforestation": shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. Forest Ecol. Manag. 255:2963-2972.

NOGUEIRA, P.E., FELFILI, J.M. & SILVA-JÚNIOR, M.C. 2001. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Canarana-MT. Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer 8:28-43.

PINTO, J.R.R., LENZA, E. & PINTO, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. Rev. Bras. Bot. 32(1):23-32.

PRODEAGRO. 1995. Guia para identificação dos principais solos do Estado de Mato Grosso. SEPLAN/PRODEAGRO/PNUD, Cuiabá.

RABINOWITS, D. 1981. Seven forms of rarity, In The biological aspects of rare plant conservation (H. Synge, ed.) Jonh Wiley, Chicester, p.205-217.

RATTER, J.A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. Edinb. J. Bot. 60(1):57-109.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80:223-230.

REATTO, A., CORREIA, J.R., SPERA, S.T. & MARTINS, E.S. 2008. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.107-150.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.151-212.

ROHLF, F.J. 2000. NTSYS-pc: numerical taxonomy and multivariate analysis system, version 2.1. New York: Exeter Software.

SCOLFORO, J.R.S. 1993. Mensuração florestal 5: Crescimento florestal1. ESAL; FAEPE, Lavras.

SILVA, J.F., FARIÑAS, M.R., FELFILI, J.M. & KLINK, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. J. Biogeogr. 33:536-548.

SILVA, L.O., COSTA, D.A., FILHO, K.E.S., FERREIRA, H.D. & BRANDÃO, D. 2002. Levantamento florístico e fitossociológico em duas áreas de cerrado *sensu stricto* no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. Acta Bot. Bras. 16(1):43-53.

SPIEGEL, M.P. 1976. Estatística. McGraw-Hill, São Paulo-SP.

Recebido em 13/07/2010
Versão reformulada recebida em 08/02/2011
Publicado em 09/02/2011

Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest

Silvia Sayuri Suguituru[1], Rogério Rosa Silva[2], Débora Rodrigues de Souza[1],

Catarina de Bortoli Munhae[3] & Maria Santina de Castro Morini[1,4]

[1]Núcleo de Ciências Ambientais, Laboratório de Mirmecologia, Universidade de Mogi das Cruzes – UMC,
Av. Dr. Cândido Xavier de Almeida e Souza, n. 200, CEP 08701-970, Mogi das Cruzes, SP, Brasil
[2]Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo – USP,
Av. Nazaré, n. 481, CEP 04263-000, São Paulo, SP, Brasil
[3]Centro de Estudos de Insetos Sociais, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
Av. 24 A, n. 1515, CEP 13506-900, São Paulo, SP, Brasil
[4]Corresponding author: Maria Santina de Castro Morini, e-mail: morini@umc.br

SUGUITURU, S.S., SILVA, R.R., SOUZA, D.R., MUNHAE, C.B. & MORINI, M.S.C. **Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?inventory+bn00811012011.

Abstract: Secondary forests and exotic tree plantations are expanding across tropical landscapes. However, our current understanding of the value of these human-dominated forest landscapes for invertebrate biodiversity conservation is still very poor. In this paper, we use the leaf-litter ant fauna to assess invertebrate diversity in one commercially managed *Eucalyptus* plantation (four years old), two abandoned plantations of different regeneration ages (16 and 31 years), and one neighboring secondary Atlantic Forest in Southeastern Brazil. There was a clear gradient in species richness from the secondary forest to the managed *Eucalyptus* plantation; richness and diversity peaked in secondary forest and in the older regenerating *Eucalyptus* plantation. Significantly more species were recorded in secondary forest samples than in *Eucalyptus* plantations, but *Eucalyptus* plantations had a similar level of richness. Furthermore, a non-metric multidimensional scaling analysis revealed clear differences in species composition between the younger managed *Eucalyptus* plantation (understory absent) and habitats with sub-developed or developed understory. *Eucalyptus* plantations were characterized by an assemblage of widespread, generalist species very different from those known to occur in core forest habitats of southeastern Brazil. Our results indicate that while older regenerating *Eucalyptus* plantations can provide habitat to facilitate the persistence of generalist ant species, it is unlikely to conserve most of the primary forest species, such as specialized predators, Dacetini predators, and nomadic species.
Keywords: *Formicidae, habitat modification, eucalipt plantations, diversity.*

SUGUITURU, S.S., SILVA, R.R., SOUZA, D.R., MUNHAE, C.B. & MORINI, M.S.C. **Riqueza e composição das comunidades de formigas em um gradiente de plantio de *Eucalyptus* a Mata Atlântica secundária**. Biota Neotrop. 11(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?inventory+bn00811012011.

Resumo: As florestas secundárias e plantações de espécies exóticas estão se expandindo nas paisagens tropicais. No entanto, nossa compreensão sobre o valor destas florestas para a conservação da biodiversidade de invertebrados ainda é incipiente. Neste trabalho, usamos a fauna de formigas de serapilheira para avaliar a diversidade desses insetos entre três florestas de *Eucalyptus*, sendo uma comercial (quatro anos de idade) e duas abandonadas em diferentes idades de regeneração (16 e 31 anos) e uma área de Mata Atlântica secundária. A riqueza total foi mais alta na floresta secundária e nos plantios de *Eucalyptus* abandonados há mais tempo. A densidade de espécies na floresta secundária foi significativamente maior quando comparado as plantações de *Eucalyptus*, mas não difere entre eucaliptais; análise de ordenação revelou diferenças na composição de espécies entre as plantações de *Eucalyptus* com subbosque ausente e com subbosque desenvolvido ou em desenvolvimento. Ainda, foi constatada uma sobreposição acentuada entre amostras de serapilheira das florestas de eucaliptos abandonadas há mais tempo e a floresta secundária. Em geral, plantações de eucalipto foram caracterizadas pela presença de espécies generalistas e de ampla distribuição. Nossos resultados indicam que embora o subbosque de plantações de eucaliptos com maior idade de regeneração suporte um conjunto relativamente alto de espécies generalistas de formigas, é improvável que eucaliptais conservem a maioria das espécies de florestas primárias, especialmente predadores especializados, Dacetini e espécies nômades.
Palavras-chave: *Formicidae, modificação de hábitats, plantações de eucalipto, diversidade.*

Introduction

The Atlantic Forest once covering more than a million squared kilometers, was reduced to 12% of the original cover (Ribeiro et al. 2009) and the total protected area is only 1.62% (Laurance 2009). The Atlantic Forest is recognized as one of the most highly threatened biodiversity hotspot of the world (SOS Mata Atlântica 1998, Myers et al. 2000), with high number of endemic species (Martini et al. 2007, Carnaval et al. 2009, Metzger et al. 2009).

In the Southeastern Brazil extensive Atlantic Forest areas had been replaced by managed tree plantations. The exotic *Eucalyptus* trees were introduced in Southern Brazil in 1868 to increase the production of railroad ties (Lima 1993). Presently, they are used mainly in the pulpwood industry and for energy production in ironworks. Plantations have increased rapidly within Brazil, where the coverage of *Eucalyptus* planted for the pulpwood industry has increased 17-fold since 1980 (Sociedade... 2006). It is estimated that Brazil has the largest land area of *Eucalyptus* plantations in the world; in Southeastern Brazil alone they occupy about 611,500 ha (Kronka 2005).The value for wildlife of extensive monocultures, as well as of areas of native regeneration, is surprisingly poorly understood (Kanowski et al. 2005). Our current knowledge is insufficient to predict whether these habitats could help to conserve tropical forest species for the future (Gardner et al. 2007, 2008). However, they are likely to become a dominant feature in the tropical forest landscapes (Wright & Muller-Landau 2006). Most studies have been restricted to a few well-studied taxa (birds and mammals) in tropical regions and landscapes dominated by sites with similar regeneration ages since abandonment (Machado & Lamas 1996, Barlow et al. 2007b). However, studies along gradients of landscape modification could be important for understanding response patterns of the invertebrate fauna to forest modification (Summerville & Crist 2002, Pinkus-Rendón et al. 2006), and the use of ecological indicators to assessment of forest disturbance has been suggested (McGeoch & Chown 1998, Uehara-Prado et al. 2009).

Ants are routinely used as indicators of ecological change and ecosystem dynamics (Underwood & Fisher 2006) because they are ubiquitous, highly abundant, diverse, and respond to ecosystem disturbance. Ants are important predators, competitors, and mutualists in most terrestrial habitats (Hölldobler & Wilson 1990), with effects on soil structure (McKey et al. 2010) and process which affect the flow of energy and material in ecosystems (Folgarait 1998).

In most habitats, plant communities determine the physical structure of the environment and have considerable influence on the distribution of animal species at a range of spatial scales (Tews et al. 2004, Lassau et al. 2005). Habitat structure is an important determinant of tropical ant community composition (Lassau & Hochuli 2004), and there is a strong association between ant species richness and composition and a more complex habitat structure in regenerating forests (Dunn 2004). The wildlife value of plantations can be highly dependent on levels of understory regeneration (Stallings 1991, Mitra & Sheldon 1993). Older unmanaged *Eucalyptus* plantations with dense understories in Southeastern Brazil can support relatively high numbers of bird species (Willis 2003). Studies that found a high diversity in tree plantations show that the latter are associated with mature stands that are floristically similar to natural forests (Duran & Kattan 2005).

In the present study, we compared the leaf-litter ant diversity in human-modified Atlantic Forest areas in Southeastern Brazil. We contrasted the leaf-litter ant diversity among naturally regenerated Atlantic Forest and abandoned *Eucalyptus* plantations. The abandoned plantation forests represent a gradient of Atlantic Forest regeneration and are composed of different tree species and different types of understory vegetation. Our hypothesis is that the ant community richness and composition differs between forests across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest. We expected that 1) the species richness of leaf-litter ant fauna is linked to structure of the understory vegetation at each site, and 2) the similarity in species composition between secondary forest and eucalipt plantations increases with increase regeneration age.

Material and Methods

1. Study area

The study sites are located in the Parque das Neblinas (23º 44' 51" S and 46º 08' 39" W), Bertioga county, State of São Paulo, Southeastern Brazil. Four adjacent study sites of similar size (40 ha) were chosen, close to primary Atlantic Forest:

- A secondary Atlantic Forest area (SF): The understory is developed, characterized by herbaceous plants, shrubs, and tree canopies > 1.5 m.
- Four year-old managed *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) plantation (Eg4): The plantation is characterized by the absence of an understory. The native understory vegetation is periodically cleared or suppressed, either by manual removal or herbicidal treatment.
- Sixteen year-old *Eucalyptus saligna* Smith plantation (Es16): This area was commercially managed and was abandoned in 1988. The understory is under-developed, characterized by herbaceous plants, shrubs, and trees > 1 m;
- Thirty-one year-old *Eucalytpus grandis* (Hill ex Maiden) plantation (Eg31): This plantation was commercially managed and was abandoned in 1973. The understory is developed, characterized by herbaceous plants, shrubs and tree canopies > 1 m.

2. Sampling design

In each area, a 1,200 m long line transect was selected for the ant survey. Transects started 500 m from the forest edge and contained 25 points, each 50 m apart. At each point, two samples were collected, one 25 m to the left and one 25 m to the right of the point. At each of the 50 sample points, a 1 m^2 plot (quadrat) was established on the ground. All leaf-litter inside the plot was collected, sifted and put into a bag. The sifted material was brought to the field-laboratory and its fauna was extracted using mini-Winklers for 48 hours (Agosti & Alonso 2000, Bestelmeyer et al. 2000). Surveys were carried out during the rainy season and after rainy periods to enhance the likelihood of collecting cryptic and hypogaeic ant species.

The material was initially identified to genera and then to morphospecies. Identification to species level was carried out by comparison with the Formicidae collection of the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), and with pertinent literature. Classification follows (Bolton et al. 2006). Vouchers were deposited at the Universidade de Mogi das Cruzes (SP) and MZUSP.

We used leaf-litter depth as a surrogate for resource availability within the quadrats. In each sampling unit, the litter depth was measured at the center of quadrat by vertically inserting a ruler marked in 0.5 - cm increments into the topsoil.

3. Data analysis

In the analyses, we treated each sample as a statistical independent replicate. All samples come from points at least 50 m apart; as the home range of most leaf-litter ant species covers less than a few meters, the samples were considered independent. Species richness was defined as the number of ant species occurring in each litter

sample. Matrices of species by sites quadrats were constructed, and filled with occurrence data (presence = 1, absence = 0). One occurrence was defined as the presence of one species in one 1 m^2, no matter how many individuals were present.

We considered leaf-litter depth within the quadrats as a surrogate for resource availability for leaf-litter ant fauna. Leaf-litter depth is an appropriate measure because leaf-litter provides suitable places for nesting and is the resource base for litter-dwelling ants. We tested the hypothesis that understory age increases ant species richness by using the Kruskal–Wallis test, followed by multiple comparison test adjusted appropriately using "kruskalmc" function in pgirmess package (Giraudoux 2010). We evaluated the relationship between leaf-litter and species richness at each site using General Linear Models (GLM), with leaf-litter depth as an explanatory variable and species richness within quadrats as a response variable. Poisson errors were corrected for overdispersion (Crawley 2002).

Patterns of species richness among different forest types were compared using sample-based rarefaction curves constructed using EstimateS version 7.5.2 (Colwell 2005). Comparisons among areas were standardized by the number of occurrence, because we were interested in patterns of species richness and not in species density (Gotelli & Colwell 2001). Estimated species richness was calculated for each habitat using Estimates version 7.5.2, using the mean of the three commonly employed incidence-based estimators for ant biodiversity studies (Chao2, Jack1 and Bootstrap2).

Ordination analysis (non-metric multidimensional scaling) based on a Bray–Curtis dissimilarity matrix, using presence-absence data to compare patterns of species composition and community structure, were implemented in the vegan package (Oksanen et al. 2009).

Results

We recorded a total of 37,486 leaf-litter ants in 200 samples from all habitats. These were assigned to 135 species and morphospecies representing 48 genera and 11 subfamilies. A total of 87 species were found in the secondary Atlantic Forest, 79 within one *E. grandis* plantation (31 years, developed understory), 76 in the *E. saligna* plantation (16 years, sub-developed understory) and 61 in the other *E. grandis* plantation (4 years, without understory) (Table 1). We identified 32 (23.5%), 8 (5.9%), 14 (17%) and 9 (6.62%) species, respectively, that were unique to each habitat. Thirty-two species (24%) were common to all habitats.

The nMDS ordination show distinct sample clusters, in special, the immature eucalipt plantation (Eg4). However, there were a large amount of overlap in sample composition among secondary forest and older eucalypt plantations (Es16 and Eg31; Figure 1) mean that a number of secondary forest species can be found in areas of eucalypt plantations with an understory of native shrubs. Species generally considered rare and cryptic occurred in the studied areas irrespective to habitat; these were: *Adelomyrmex* sp. (secondary forest), *Amblyopone armigera* Mayr (Eg4 and Eg31), *A. elongata* (Santschi) (secondary forest), *Brachymyrmex micromegas* Emery (secondary forest), *Cylindromyrmex brasiliensis* Emery (Es16), *Basiceros* sp.2 (Eg4 and Eg31), *Phalacromyrmex fugax* Kempf (Eg31), and *Typhlomyrmex* sp.2 (secondary forest and Eg31) (Table 1).

The accumulated richness curves did not approximate the level of the asymptote (Figure 2), indicating that the sample size was not large enough to sample the expected species richness. The mean of the three estimators (Chao2, Jack 1 and Bootstrap) yielded an extrapolated maximum of 108.04 species for the secondary forest, 93.61 for the *E. grandis* plantation (31 years), 117.41 for the *E. saligna* plantation (16 years), and 71.26 species for the other *E. grandis* plantation (4 years).

There was no relationship between leaf-litter depth and ant species richness in any of the study sites (SF: t-value = –0.355, p = 0.724; Eg31: t-value = –0.381, p = 0.705; Es16: t-value = 0.254, p = 0.800; Eg4: t-value = 1.039; p = 0.304). We did not find significant differences in leaf-litter depth among sites (Kruskal-Wallis = 4.1024, df = 3, p-value = 0.2506). However, there was a significant effect of understory structure on leaf-litter ant species richness at the quadrat level (Kruskal-Wallis = 42.8354, df = 3, p-value = 0.000). Significantly more species were recorded in secondary forest than in *Eucalyptus* plantations ($p < 0.01$), but *Eucalyptus* plantations had a similar level of richness ($p > 0.01$).

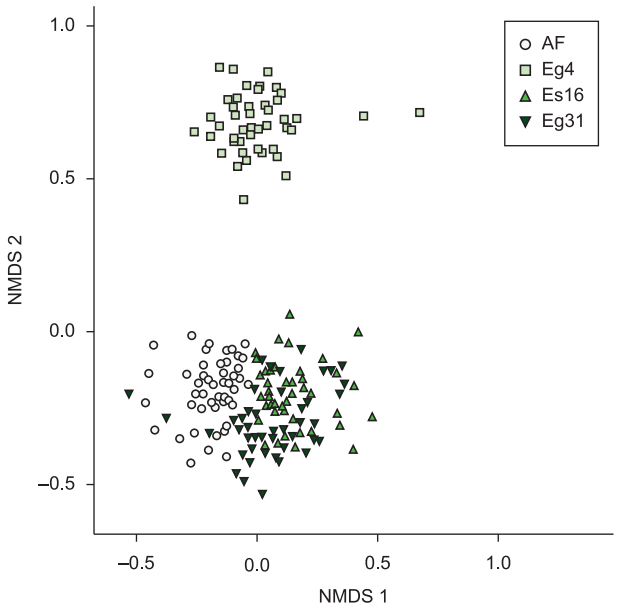

Figure 1. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination for leaf-litter ant communities sampled in four forests. Ordination analyses are based on presence-absence dissimilarity matrices (Bray-Curtis). SF: secondary forest; Eg4: 4 year-old *Eucalyptus grandis*; Es16: 16 year-old *Eucalyptus saligna*; and Eg31: 31 year-old *Eucalyptus grandis*.

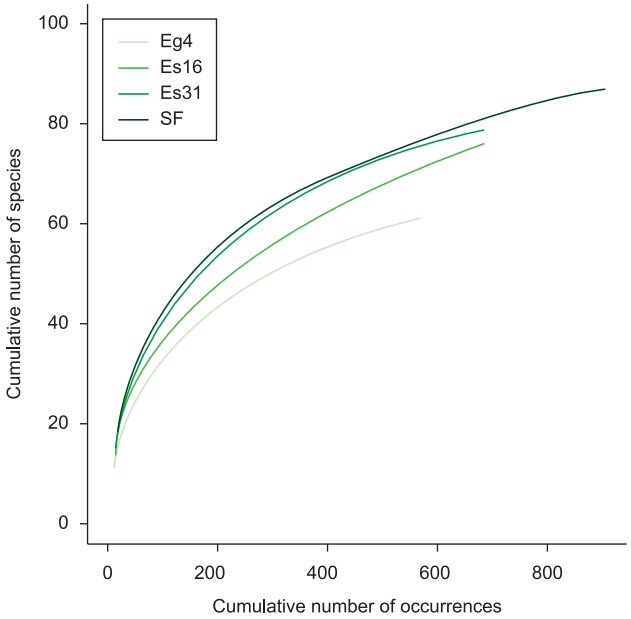

Figure 2. Species rarefaction curves of the number of species plotted against the number of occurrences of leaf-litter ant species. SF: secondary forest; Eg4: 4 year-old *Eucalyptus grandis*; Es16: 16 year-old *Eucalyptus saligna*; and Eg31: 31 year-old *Eucalyptus grandis*.

Table 1. Number of occurrences of each ant species collected in 50 m^2 samples of leaf-litter in the studied areas. Eg4: *Eucalyptus grandis* 4 years old; Es16: *Eucalyptus saligna* (16 years old); Eg31: *Eucalyptus grandis* (31 years old); and SF: secondary forest.

Subfamily/species	Eg4	Es16	Eg31	SF
Amblyoponinae				
Amblyopone armigera Mayr, 1887	2	-	6	-
Amblypone elongata Santschi, 1912	-	-	-	5
Prionopelta antillana Forel, 1909	3	-	3	5
Cerapachinae				
Cylindromyrmex brasiliensis Emery, 1901	-	1	-	-
Dolichoderinae				
Azteca sp.2	-	1	-	-
Linepithema neotropicum Wild, 2007	17	35	10	18
Linepithema iniquum (Mayr, 1870)	-	-	1	2
Tapinoma melanocephalum (Fabricius, 1793)	-	1	-	2
Ecitoninae				
Eciton burchelli (Westwood, 1842)	-	-	-	7
Eciton quadriglume (Haliday, 1836)	-	1	1	-
Labidus praedator (Smith F., 1858)	1	-	-	-
Ectatomminae				
Ectatomma edentatum Roger, 1863	11	2	6	-
Gnamptogenys continua (Mayr, 1887)	-	1	1	6
G. reichenspergeri (Santschi, 1929)	-	-	2	1
Gnamptogenys striatula Mayr, 1884	5	19	18	11
Gnamptogenys sp.5	-	-	-	1
Formicinae				
Camponotus (*Tanaemyrmex*) sp.	-	1	-	-
Camponotus sp.6	-	-	1	-
Camponotus sp.8	-	-	-	1
Camponotus sp.10	-	1	-	-
Brachymyrmex heeri Forel, 1874	1	8	14	47
Brachymyrmex incisus Forel, 1912	-	25	12	2
Brachymyrmex luederwaldti Santschi, 1929	-	-	3	5
Brachymyrmex micromegas Emery, 1923	-	-	-	1
Brachymyrmex pictus Mayr, 1887	-	12	3	23
Myrmelachista catharinae Mayr, 1887	-	1	-	1
Myrmelachista ruszkii Forel, 1903	-	1	-	1
Paratrechina fulva (Mayr, 1862)	36	41	25	31
Heteroponerinae				
Heteroponera dentinodis (Mayr, 1887)	2	1	1	1
Heteroponera dolo (Roger, 1961)	-	-	1	-
Heteroponera mayri Kempf, 1962	-	11	21	25
Myrmicinae				
Acromyrmex niger (F. Smith, 1858)	10	3	4	8
Acromyrmex rugosus rochai Forel, 1904	2	-	-	-
Acromyrmex sp.7	1	-	-	-
Apterostigma sp.1	4	3	3	4
Cyphomyrmex auritus Mayr, 1887	-	1	-	-
Cyphomyrmex strigatus Mayr, 1887	-	-	-	1
Mycetosoritis sp.1	18	34	24	23
Myrmicocrypta sp.1	-	-	-	5
Trachymyrmex (gr.*septentrionales*) sp.4	-	1	5	-

Table 1. Continued...

Subfamily/species	Eg4	Es16	Eg31	SF
Trachymyrmex oetkeri Forel, 1908	2	-	1	-
Basiceros disciger (Brown & Kempf, 1960)	-	-	-	5
Basiceros sp.2	2	-	1	-
Basiceros rugiferum Mayr, 1887	24	3	4	29
Basiceros stenognathum (Brown & Kempf,1960)	3	6	19	33
Wasmannia sp.3	42	38	6	19
Procryptocerus sp. pr. *schmalzi*	-	1	-	-
Crematogaster (*Orthocrema*) sp.1	-	3	-	6
Crematogaster sp.5	-	-	1	-
Crematogaster sp.8	1	-	-	-
Acanthognathus ocellatus Mayr, 1887	-	-	-	1
Acanthognathus rudis Brown & Kempf, 1969	-	1	3	-
Strumigenys appretiata (Borgmeier, 1954)	-	1	-	1
Strumigenys crassicornis Mayr, 1887	8	1	6	32
Strumigenys denticulata Mayr, 1887	48	48	41	23
Strumigenys elongata Roger, 1863	-	5	-	-
Strumigenys schmalzi Emery, 1906	2	-	2	4
Strumigenys sp.6	2	3	4	1
Strumigenys sp.12	12	-	3	6
Strumigenys sp.14	-	-	-	2
Strumigenys sp.15	1	7	10	-
Strumigenys louisianae Roger, 1863	-	3	4	7
Adelomyrmex sp.1	-	-	-	2
Hylomyrma balzani (Emery, 1894)	-	-	-	1
Hylomyrma reitteri (Mayr, 1887)	3	33	37	29
Phalacromyrmex fugax Kempf, 1960	-	-	1	-
Pheidole sp.4	1	-	-	-
Pheidole sp.5	-	-	-	8
Pheidole sp.6	-	-	-	3
Pheidole sp.7	45	48	45	44
Pheidole sp.8	-	-	-	1
Pheidole sp.9	1	-	2	-
Pheidole sp.12	-	7	-	-
Pheidole sp.13	1	8	3	32
Pheidole sp.14	-	-	3	2
Pheidole sp.15	1	-	-	29
Pheidole sp.16	2	2	19	-
Pheidole sp.17	-	-	-	1
Pheidole sp.18	-	2	-	-
Pheidole sp.19	1	-	1	-
Pheidole sp.20	7	7	6	1
Pheidole sp.21	-	11	25	2
Pheidole sp.22	3	3	-	-
Pheidole sp.23	2	3	12	-
Pheidole sp.24	4	-	-	-
Pheidole sp.26	-	-	-	1
Pheidole sp.27	2	1	-	-
Pheidole sp.28	21	12	14	19
Pheidole sp.30	3	10	5	4

Table 1. Continued...

Subfamily/species	Eg4	Es16	Eg31	SF
Pheidole sp.31	12	9	-	3
Pheidole sp.32	-	-	-	2
Pheidole sp.33	-	-	2	4
Pheidole sp.36	-	-	2	1
Pheidole sp.39	-	2	14	30
Pheidole sp.43	-	-	2	-
Carebara sp.1	-	-	-	1
Megalomyrmex goeldii Forel, 1912	-	1	-	-
Megalomyrmex iheringi Forel, 1911	-	4	4	6
Monomorium pharaonis (Linnaeus, 1758)	-	-	1	-
Oxyepoecus venezyi (Forel, 1907)	-	-	-	1
Oxyepoecus sp.2	-	6	6	4
Solenopsis saevissima (F. Smith, 1855)	1	-	-	-
Solenopsis wasmannii Emery, 1894	20	13	12	33
Solenopsis sp.2	42	44	35	48
Solenopsis sp.4	39	20	25	41
Lachnomyrmex plaumanni Borgmeier, 1957	4	17	9	14
Lachnomyrmex sp.1	-	1	1	-
Ponerinae				
Anochetus altisquamis Mayr, 1887	-	1	2	6
Hypoponera sp.1	24	34	30	42
Hypoponera sp.3	1	1	-	6
Hypoponera sp.4	20	4	16	4
Hypoponera sp.5	1	-	1	10
Hypoponera sp.6	-	3	10	12
Hypoponera sp.7	5	1	2	2
Hypoponera sp.8	33	41	48	35
Hypoponera sp.9	9	1	7	13
Hypoponera sp.10	-	-	-	1
Hypoponera sp.11	-	1	4	4
Hypoponera sp.12	-	-	1	1
Leptogenys sp.2	-	-	-	2
Odontomachus affinis Guérin, 1844	1	2	1	1
Odontomachus meinerti Forel, 1905	-	-	-	2
Pachycondyla bucki (Borgmeier, 1927)	-	-	1	-
Pachycondyla constricta (Mayr, 1884)	5	15	9	17
Pachycondyla crenata (Roger, 1961)	-	1	-	-
Pachycondyla ferruginea (F. Smith, 1858)	2	-	2	-
Pachycondyla harpax (Fabricius, 1804)	2	3	2	1
Pachycondyla striata Fr. Smith, 1858	-	1	-	-
Pachycondyla sp.9	-	1	-	-
Pachycondyla sp.10	2	-	-	-
Typhlomyrmex sp.2	-	-	1	4
Proceratiinae				
Discothyrea neotropica Bruch, 1919	5	-	-	-
Discothyrea sexarticulata Borgmeier, 1954	-	1	-	2
Pseudomyrmecinae				
Pseudomyrmex gracilis (Fabricius, 1804)	1	1	1	-
Pseudomyrmex pallidus (F. Smith, 1855)	-	-	2	-
Number of species	61	76	79	87

Discussion

Although the small spatial scale of plantations and second-growth forest in our study area did not enable us to implement a robust replicated design, our results suggest that the leaf-litter ant fauna responds to the age of regenerating *Eucalyptus* plantations. In general, the number of species present in *Eucalyptus* plantations varied according to the understory structure, being markedly different in the youngest *Eucalyptus* plantation. Despite the increase in average ant species richness at the sample level along the regeneration gradient, the secondary forest maintained the highest species richness (Soares et al. 1998, Schnell et al. 2003). The capacity of more of ant species to colonize *Eucalyptus* plantations is probably limited by the shortage of native plant species (Majer et al. 1984) and micro-habitats, such as leaf-litter accumulated around fallen logs (Andrew et al. 2000).

In our study, the site with assemblage most like those of the secondary forest reference site was the older *Eucalyptus* plantation (the sites share approximately 50% of the ant fauna). Although eucalipt plantations are intended primarily for the purpose of timber production, their ability to restore invertebrates biodiversity in modified landscapes has been evaluated in Australia (Schnell et al. 2003) and South America (Soares et al. 1998, Marinho et al. 2002, Fonseca & Diehl 2004, Barlow et al. 2007a, b). Strong evidences of a successional change in ant communities in response to tree growth within *Eucalyptus* plantations has been described (Schnell et al. 2003). Soares et al. (1998) also compared the ant fauna of a eucalypt plantation with that of a native secondary regrowth forest in Brazil and found that the secondary forest support a greater number of ant species than the eucalypt plantation. However, some studies have found different responses of the ant fauna to eucalipt plantation ages. For example, the richness of epigaeic ant species was not related to age of eucalipt forests planted in sandbanks (Fonseca & Diehl 2004), and Marinho et al. (2002) demonstrated that most of the species found in native vegetation occur also in the eucalypt plantations.

We did not find a relationship between species richness and leaf-litter depth (used as a surrogate of resource availability for the leaf-litter ant fauna) in the *Eucalyptus* or secondary forest. Although the density of litter-dwelling ants increases with litter biomass (Kaspari 1996a, McGlynn et al. 2007), litter biomass can only account for a fraction of the variance in ant densities or ant species richness (Kaspari 1996b, McGlyn et al. 2009). In the litter, frequent disturbances, varying in scale from branch falls to stronger rainfalls, obscures the resource-density correlation (Kaspari 1996b). Further, studies on patch dynamics of ant colonies have showed that colonies may migrate on a weekly or monthly basis in response to predation (Kaspari 1996b).

It is well known that the physical and chemical structure of leaf-litter formed by *Eucalyptus* trees decrease decomposition by micro-organisms (Majer & Recher 1999), affecting the structure and dynamics of litter formation (Schneider 2003). Because the resource base of ants is supported by the detrital food web (Kaspari & Yanoviak 2008), we may expect a weaker correlative relationship between leaf-litter depth and ant species richness in *Eucalyptus* plantations.

Our data show the presence mainly of generalist species and of few species specialized (Brown Jr. 2000) in *Eucalyptus* plantations, such as specialized predators or hypogaeic nomadic species of Ecitoninae. The simplified habitats created by management practices in commercial forests often favours generalist species and decrease the diversity of forest specialists such as litter-dwelling cryptic species (Andersen et al. 2009), which require a complex litter layer. Generalist ants are more likely to find sufficient resources within a patch, as compared to specialist species, which have limited mechanisms of dispersal and prefer locally limited resources (Pacheco et al. 2009). It is interesting to mention the presence of the rarely collected *Phalacromyrmex fugax* Kempf in the 31-years-old *Eucalyptus* site; until now, this species was known only from a few individuals in museum collections.

In sum, our results indicate that the ant species richness and composition changed along the regeneration gradient of *Eucalyptus* forests and in comparison to secondary Atlantic Forest. However, *Eucalyptus* and secondary forests are unlikely to conserve most primary forest species, such as groups of specialist predators and nomadic species, which show specialized biology. Furthermore, this study serves to highlight the potential importance of native understory vegetation for the conservation of leaf-litter ants. Further, our study suggest that examine the invertebrate ecological responses to disturbance regimes is vital if research is to inform and improve sustainable forest management practices.

Acknowledgements

We would like to thank the Fundação de Amparo ao Ensino e Pesquisa (FAEP/UMC) for the scholarship granted to the first author.

References

AGOSTI, D. & ALONSO, L.E. 2000. The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for ground living ants (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC., p.204-206.

ANDERSEN, A.N., PENMAN, T.D., DEBAS, N. & HOUADRIA, M. 2009. Ant community responses to experimental fire and logging in a eucalypt forest of south-eastern Australia. For. Ecol. Manag. 258:188-197.

ANDREW, N., RODGERSON, L. & YORK, A. 2000. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. Austral Ecol. 25(1):99-107.

BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAUJO, I.S., ÁVILA-PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ESPOSITO, M.C., FERREIRA, L.V., HAWES, J., HERNANDEZ, M.I.M., HOOOGMOED, M.S., LEITE, R.N., LO-MAN-HUNG, N.F., MALCOLM, J.R., MARTINS, M.B., MESTRE, L.A.M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A.L., OVERAL, W.L., PARRY, L., PETERS, S.L., RIBEIRO-JUNIOR, M.A., SILVA, M.N.F., SILVA MOTTA, C. & PERES,C.A. 2007a. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. PNAS 104(47):18555-18560.

BARLOW, J., OVERAL, W.L., ARAUJO, I.S., GARDNER, T.A. & PERES, C.A. 2007b. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. J. Appl. Ecol. 44(5):1001-1012.

BESTELMEYER, B.T., AGOSTI, D., ALONSO, L.E., BRANDÃO, C.R.F., BROWN JR., W.L., DELABIE, J.H.C. & SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for ground living ants (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T. Schultz, eds.), Smithsonian Institution Press, Washington, DC., p.122-144.

BOLTON, B., ALPERT, G., WARD, P.S. & NASKRECKI, P. 2006. Bolton's catalogue of ants of the world. Harvard University Press, Cambridge, MA., p.1758-2005.

BROWN Jr, W.L. 2000. Diversity of ants. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for ground living ants (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC., p.45-79.

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(5915):785-789.

COLWELL, R.K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 7.5.2.: http://purl.oclc.org/estimates (accessed 03/02/2008).

CRAWLEY, M.J. 2002. Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus. John Wiley, New York.

DUNN, R.R. 2004. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. For. Ecol.Manag. 191(1-3):215-224.

DURAN, S.M. & KATTAN, G.H. 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in the Colombian Andes. Biotropica 37(1):129-135.

FOLGARAIT, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodivers. Conserv. 7(9):1221-1244.

FONSECA, R.C. & DIEHL, E. 2004. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) epigéicas em povoamentos de *Eucalyptus* spp. (Myrtaceae) de diferentes idades no Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Brasil. Entomol. 48(1):95-100.

GARDNER, T.A., BARLOW, J. & PERES, C.A. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. Biol. Conserv. 138(1-2):166-179.

GARDNER, T.A., HERNÁNDEZ, M.I.M., BARLOW, J. & PERES, C.A. 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. J. Appl. Ecol. 45(3):883-893.

GIRAUDOUX, P. 2010. pgirmess: Data analysis in ecology. R package version 1.4.5.: http://CRAN.R-project.org/package=pgirmess (accessed 06/04/2009).

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4(4):379-391.

HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E.O. 1990. The ants. Belknap Press, Cambridge, Massachussets, 732p.

KANOWSKI, J., CATTERALL, C.P. & WARDELL-JOHNSON, G.W. 2005. Consequences of broadscale timber plantations for biodiversity in cleared rainforest landscapes of tropical and subtropical Australia. For. Ecol. Manag. 208(1-3):359-372.

KASPARI, M. & YANOVIAK, S.P. 2008. Biogeography of litter depth in tropical forests: evaluating the phosphorus growth rate hypothesis. Funct. Ecol. 22(5):919-923.

KASPARI, M. 1996a. Litter ant patchiness at the 1-m^2 scale: disturbance dynamics in three Neotropical forests. Oecologia 107(2):265-273.

KASPARI, M. 1996b. Testing resource based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. Oikos 76(3):443-454, 1996.

KRONKA, F.J.N. (coord.). 2005. inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Instituto Florestal, São Paulo.

LASSAU, S.A. & HOCHULI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. Ecography 27(2):157-164.

LASSAU, S.A., HOCHULI, D.F., CASSIS, G. & REID, C.A.M. 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? Divers. Distrib. 11(1):73-82.

LAURANCE, W.F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. Biol. Conserv. 142(6):1137.

LIMA, W.P. 1993. Impacto Ambiental do Eucalipto. 2nd ed. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 301p.

MACHADO, R.B. & LAMAS, I.R. 1996. Birds species associated to an *Eucalyptus* plantation in the country of Antonio Dias, Minas Gerais. Ararajuba 4:15-22.

MAJER, J.D. & RECHER, H.F. 1999. Are eucalypts Brazil's friend or foe? An Entomological viewpoint. An.Soc. Entomol. Bras. 28(2):185-200.

MAJER, J.D., DAY, J.E., KABAY, E.D. & PERRIMAN, W.S. 1984. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. J. Appl. Ecol. 21(1):355-375.

MARINHO, S.G., ZANETTI, R., DELABIE, J.H.C., SCHLINDWEIN, M.N. & RAMOS, L.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. Neotr. Entomol. 31(2):187-195.

MARTINI, A.M.Z., FIASCHI, P., AMORIM, A.M. & PAIXÃO, J.L. 2007. A hot-point within a hotspot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. Biodivers. Conserv. 16:3111-3128.

MCGEOCH, M.A. & CHOWN, S.L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. Trends in Ecol. Evol. 13(2):46-47.

MCGLYNN, T.P., FAWCETT, R.M. & CLARK, D.A. 2009. Litter biomass and nutrient determinants of ant density, nest size, and growth in a Costa Rica Tropical Wet Forest. Biotropica 41(3):234-240.

MCGLYNN, T.P., SALINAS, D.J., DUNN, R.R., WOOD, T.E., LAWRANCE, D. & CLARK, D.B. 2007. Phosphorus limits tropical rain forest litter fauna. Biotropica 39(1):50-53.

MCKEY, D., ROSTAIN, S.; IRIARTE, J., GLASER, B., BIRK, J.J., HOLST, I. & RENARD, D. 2010.Pre-columbian agricultural landscapes, ecosystem engineers, and self-organized patchiness in Amazonia. PNAS 107(17):7823-7828.

METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., DIXO, M., BERNACCI, L.C., RIBEIRO, M.C., TEIXEIRA, A.M.G. & PARDINI, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. Biol. Conserv. 142(6):1166-1177.

MITRA, S.S. & SHELDON, F.H. 1993. Use of an exotic plantation by Bornean lowland forest birds. Auk 110(3):529-540.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403(6772):853-858.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B. & STEVENS, M.H.H. 2009. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-1.: http://cran.r-project.org/, http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/ (accessed 02/03/2008).

PACHECO, R., SILVA, R.R., MORINI, M.S.C. & BRANDÃO, C.R.F. 2009. A comparison of the leaf-litter ant fauna in a secondary Atlantic Forest with an adjacent pine plantation in southeastern Brazil. Neotrop. Entomol. 38(1):55-65.

PINKUS-RENDÓN, M.A., LEÓN-CORTÉS, M.A. & IBARRA-NÚÑEZ, G. 2006. Spider diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. Divers. Distrib. 12(3):61-69.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F. & HIROTA, M.M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biol. Conserv. 142(6):1141-1153.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA – SBS. 2006. http://www.sbs.org.br/ (accessed 02/02/2006).

SCHNEIDER, M.F. 2003. Conseqüências da acumulação de folhas secas na plantação de eucalipto em Zitundo, Distrito de Matutuíne. Bol. Invest. Flor. 3:37-42.

SCHNELL, M.R., PIK, A.J. & DANGERFIELD, J.M. 2003. Ant community succession within eucalypt plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring. Austral Ecol. 28(5):553-565.

SOARES, S.M., MARINHO, C.G.S. & DELLA LUCIA, T.M.C. 1998. Riqueza de espécies de formigas edáficas em plantação de eucalipto e em mata secundária nativa. Rev. Brasil. Zool. 15(4):889-898.

SOS MATA ATLÂNTICA 1998. Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio Mata Atlântica no período 1990-1995. Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, São Paulo.

STALLINGS, J.R. 1991. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian *Eucalyptus* plantation. Rev. Brasil. Zool. 7(1-4):267-276.

SUMMERVILLE, K.S. & CRIST, T.O. 2002. Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: community, guild, and species responses. Ecol. Appl. 12(3):820-835.

TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. J. Biogeog. 31(1):79-92.

UEHARA-PRADO, M., FERNANDES, J.O., BELLO, A.M., MACHADO, G., SANTOS, A.J., VAZ-DE-MELO, F.Z. & FREITAS, A.V.L. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: a first approach in the Brazilian Atlantic forest. Biol. Conserv. 142(6):1220-1228.

UNDERWOOD, E.C. & FISHER, B.L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. Biol. Conserv. 132(2):166-182.

WILLIS, E.O. 2003. Birds of a *Eucalyptus* woodlot in interior São Paulo. Braz. J. Biol. 63(1):141-158.

WRIGHT, S.J. & MULLER-LANDAU, S.J. 2006. The future of tropical forest species. Biotropica 38(4):287-301.

Received 09/06/2010
Revised 06/12/2010
Accepted 07/01/2011