

Revista **Biociências**

Revista Biociências

ISSN 1415-7411

Vol. 18 nº 2 / 2012



Vigilância epidemiológica da raiva em morcegos no Município de Moreno, Pernambuco, Brasil (pag. 5)

Analysis of Chlorophyll a Fluorescence of Two Mangrove Species of Vitória Bay (ES, Brazil) to Natural Variation of Tide (pag. 14)



Comportamento de capivaras em área verde urbana no município de Curitiba, PR (pag. 24)

Diversidade de insetos em diferentes tipos de borda em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista (pag. 32)

Análise comportamental da comunidade de peixes em trilha aquática no rio Olho D'Água, Jardim, Mato Grosso do Sul (pag. 41)



Edge Effects on the Vegetation Structure in a Fragment of Semi-Deciduous Forest, Northeastern Brazil (pag. 53)

Reutilização de seringas de coleta na metodologia para o estudo do metano emitido por corpos hídricos (pag. 61)

Expediente

Editor-Chefe

Simey Thury Vieira Fisch

Editores Assistente

Maria Cecília Barbosa de Toledo

Itamar Alves Martins

Assistente Editorial

Expedito de Campos

Conselho Editorial Permanente

Ana Julia Urias Santos Araujo (UNITAU, Taubaté, SP)

Carlos Rogério de Mello (UFLA, Lavras, MG)

Cristiane Yumi Koga-Ito (UNESP, São José dos Campos, SP)

Fábio Cesar da Silva (EMBRAPA/UNICAMP)

Getúlio Teixeira Batista (UNITAU, Taubaté, SP)

Gisela Rita Alvarenga Marques (SUCEN, Taubaté, SP)

Hermínia Yoko Kanamura (UNITAU, Taubaté, SP)

Ismael Maciel de Mancilha (USP, Lorena, SP)

João Andrade de Carvalho Júnior (UNESP, Guaratinguetá, SP)

Lakshman Perera Samaranyake (The University of Hong Kong, Hong Kong)

Luciana Rossini Pinto (IAC, Campinas, São Paulo)

Marcelo dos Santos Targa (UNITAU, Taubaté, SP)

Márcia Sampaio Campos (Unesp, São José dos Campos, SP)

Maria Elisa Moreira (UNITAU, Taubaté, SP)

Matheus Diniz Gonçalves Coelho (USP, Lorena, SP)

Neli Regina Siqueira Ortega (Faculdade de Medicina-USP, São Paulo, SP)

Pedro Luiz Silva Pinto (Instituto Adolfo Lutz, São Paulo, SP)

Renato Amaro Zângaro (Unicastelo, São José dos Campos, SP)

Rita de Cássia Lacerda Brambilla Rodrigues (USP, Lorena, SP)

Silvana Amaral Kappel (INPE, São José dos Campos, SP)

Turíbio Gomes Soares Neto (INPE, Cachoeira Paulista, SP)

Valéria Holmo Batista (UNITAU, Taubaté, SP)

Editores de Área

- *Bioquímica, Farmácia e Fisiologia*

Edson Rodrigues (UNITAU, Taubaté, SP)

Oscar César Pires (UNITAU, Taubaté, SP)

- *Botânica*

Cecilia Nahomi Kawagoe Suda (UNITAU, Taubaté, SP)

Walderez Moreira Joaquim (UNIVAP, São José dos Campos, SP)

- *Ecologia*

Julio Cesar Voltolini (UNITAU, Taubaté, SP)

Maria Cecília Barbosa Toledo (UNITAU, Taubaté, SP)

- *Genética*

Ana Cristina Gobbo César (UNITAU, Taubaté, SP)

Debora Pallos (UNITAU, Taubaté, SP)

- *Imunologia, Microbiologia e Parasitologia*

Célia Regina Gonçalves e Silva (UNITAU, Taubaté, SP)

Mariella Vieira Pereira Leão (UNITAU, Taubaté, SP)

Silvana Sóleo Ferreira dos Santos (UNITAU, Taubaté, SP)

Sonia Cursino dos Santos (UNITAU, Taubaté, SP)

- *Nutrição e Segurança Alimentar*

Fabiola Figueiredo Nejar (UNITAU, Taubaté, SP)

Mariko Ueno (UNITAU, Taubaté, SP)

- *Epidemiologia, Saúde Pública e Meio Ambiente*

Adriana Giunta Cavaglieri (UNITAU, Taubaté, SP)

Agnes Barbério (UNITAU, Taubaté, SP)

Luiz Fernando Nascimento (UNITAU, Taubaté, SP)

Maria Stella Amorin da Costa Zollner (UNITAU, Taubaté, SP)

- *Zoologia*

Valter José Cobo (UNITAU, Taubaté, SP)

Itamar Alves Martins (UNITAU, Taubaté, SP)

Revisão

Gisele de Borgia Benedeti

Maria de Jesus Ferreira Aires (Grupo de Estudos em Língua Portuguesa -GELP)

Angelita dos Santos

Projeto gráfico, Editoração Eletrônica e Capa

Expedito de Campos

Imagens de capa cedidas por Ariádina Maria Reis de Almeida, Daniela Biondi e Emygdio Araújo Leite Monteiro-Filho

Endereço para correspondência

Revista Biociências

Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-graduação

Rua Visconde do Rio Branco, 210, Centro

CEP 12020-040 Taubaté-SP

tel/fax: (12) 3632.2947

e-mail: revbio@unitau.br, revbiounitau@gmail.com

<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias>

Revista Biociências - Universidade de Taubaté - Próreitoria de Pesquisa e Pós-graduação, v. 18, n. 2, Taubaté, SP: UNITAU, PRPPG, 2012. ISSN 1415-7411
- Periodicidade: semestral -
1. Agronomia - 2. Biologia - 3. Enfermagem - 4. Fisioterapia
- 5. Medicina - 6. Nutrição
CDD- 630 - 574 - 610.73 - 615.8 - 610 - 617.6

Indexado por: Periódica - Hemeroteca Latinoamericana.

Qualis (<http://servicos.capes.gov.br/webqualis>)

Área de Avaliação de qualidade:

B4: Biodiversidade; Enfermagem; Interdisciplinar

B5: Ciências Agrárias I; Educação Física; Geociências; Odontologia

C: Biotecnologia; Ciências Biológicas I; Zootecnia/ Recursos Pesqueiros

Sumário

<i>Vigilância epidemiológica da raiva em morcegos no Município de Moreno, Pernambuco, Brasil</i>	05
<i>Analysis of Chlorophyll a Fluorescence of Two Mangrove Species of Vitória Bay (ES, Brazil) to Natural Variation of Tide</i>	14
<i>Comportamento de capivaras em área verde urbana no município de Curitiba, PR</i>	24
<i>Diversidade de insetos em diferentes tipos de borda em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista</i>	32
<i>Análise comportamental da comunidade de peixes em trilha aquática no rio Olho D'Água, Jardim, Mato Grosso do Sul</i>	41
<i>Edge Effects on the Vegetation Structure in a Fragment of Semi-Deciduous Forest, Northeastern Brazil</i>	53
<i>Reutilização de seringas de coleta na metodologia para o estudo do metano emitido por corpos hídricos</i>	61

Editorial

Nesta publicação da Revista Biociências nossos leitores são agraciados com artigos sobre diversos aspectos da biologia desenvolvidos em diferentes regiões brasileiras (nordeste, centro-oeste, sul e sudeste). Os artigos referem-se a morcegos infectados com vírus da raiva; efeitos da maré na clorofila “a” em plantas típicas do manguezal; comportamento de capivaras em áreas urbanas; diversidade de insetos em fragmento de floresta ombrófila mista no Rio Grande do Sul; impacto do ecoturismo no comportamento de peixes em trilha aquática; efeito de borda na estrutura de vegetação em fragmento florestal e por último um estudo sobre a viabilidade do reaproveitamento de material utilizado para quantificar metano (CH₄) emitido por corpos hídricos. Boa leitura!

Taubaté, 30 de dezembro de 2012

*Simey Thury Vieira Fisch
Editora-chefe da Revista Biociências*

In this publication of the “Revista Biociências” our readers are graced with articles on various aspects of biology developed in different Brazilian regions (Northeast, Midwest, South and Southeast). The articles refer to bats infected with rabies virus; tidal effects on chlorophyll “a” of the typical mangrove’s plants; behavior of capybaras in urban areas; insect diversity in Araucaria forest fragment in Rio Grande do Sul; impact of ecotourism on the behavior of fish in aquatic trail; edge effect on vegetation structure in forest fragment and finally a study about the viability of recycling material used to quantify methane (CH₄) emitted by water bodies. Enjoy your reading!

Taubaté, December 30, 2012

*Simey Thury Vieira Fisch
Editor-in-Chief of the Revista Biociências*



Vigilância epidemiológica da raiva em morcegos no Município de Moreno, Pernambuco, Brasil

Epidemiological surveillance of rabies in bats in Moreno municipality, Pernambuco, Brazil

Paloma Albuquerque ^{a, 1}
Luiz Augustinho Menezes da Silva ^a
Mônica Cristina da Cunha ^b
Cláudio Júlio da Silva ^b
José Lindemberg Martins Machado ^c
Mariluce de Lima Melo ^c
Verônica Izabel de Brito Alencar ^c

Resumo

Descreve as ações da vigilância ambiental direcionadas ao monitoramento dos morcegos urbanos e o combate à raiva nesses animais no município de Moreno, Pernambuco e estabelece ações que possam minimizar os problemas associados a esses registros. De outubro de 2010 a agosto de 2011 foi realizado o monitoramento da quiropterofauna (registro de abrigos, levantamento de problemas, captura de morcegos, envio de amostras para investigação do vírus rábico e ações de educação e saúde em relação à raiva). Registraram-se 16 espécies pertencentes a quatro famílias entre os 190 exemplares de morcegos analisados, além de 33 abrigos utilizados por morcegos: telhado (n = 17), forro (n = 10), tijolo (n = 3), parede (n = 1), chaminé (n = 1), manilha de escoamento (n = 1). Foram levantados quatro casos de morcegos positivos para raiva (*Molossus molossus* 01, *Eptesicus furinalis* 02 e um não identificado), além de dois casos de agressão a humanos e identificação de onze problemas relacionados a morcegos. O isolamento do vírus rábico em morcegos insetívoros em área urbana mostra que o vírus está em circulação nesse ambiente e evidencia a necessidade de intensificar os trabalhos com morcegos nas áreas urbanas, assim como campanhas educativas.

Palavras-chave: morcegos urbanos, vigilância ambiental, vírus rábico

Abstract

Describe the environmental surveillance actions aiming the screening of urban bats and the fighting of rabies virus on these animals on Moreno city, Pernambuco, and establish actions that can minimize the problems associated to these registers. From October of 2010 to August of 2011 a screening of the bats was made (registers of shelters, problems, bats capture, samples were sent to search rabies virus and educative and health actions related to the rabies were executed). 16 species were registered belonging to four families among the 190 specimens analyzed and 33 bats shelters: roof (n = 17), lining (n = 10), brick (n = 3), wall (n = 1), chimney (n = 1), flange flow (n = 1). Four cases of rabies were found to (*Molossus molossus* 01, *Eptesicus furinalis* 02 and one not identified), two cases of human aggression and eleven problems related to the bats. The isolation of the rabies virus in urban insectivorous bats shows that the virus is circulating on that local and make clear the necessity of work intensification with urban bats on these areas, and so like, educative methods.

Keywords: urban bats, environmental surveillance, rabies virus.

^a Grupo de Estudos de Morcegos no Nordeste, - UFPE/CAV, Vitória de Santo Antão, Pernambuco, Brasil;

^b Núcleo de Vigilância Ambiental, Moreno, Pernambuco, Brasil;

^c Laboratório Nacional Agropecuário em Pernambuco, Secretaria Estadual de Saúde, Recife, Pernambuco, Brasil.

¹ Autor para correspondência (*Author for correspondence*): Paloma Albuquerque - E-mail: albuquerque.paloma@hotmail.com



Introdução

Considerando que o controle da raiva entre os animais urbanos (cães e gatos) vem sendo cada vez mais eficiente, e as medidas na área rural junto aos animais de interesse econômico vêm se aprimorando, os animais silvestres e os sinantrópicos atingem um papel de extrema importância como reservatórios naturais do vírus rábico. Dentre eles, os morcegos assumiram o primeiro lugar na transmissão de raiva humana no País (KOTAIT et al., 2007) com registros de 41 espécies positivas para o vírus rábico no Brasil (SODRÉ; GAMA; ALMEIDA; 2010) entre elas 26 são insetívoras, seis frugívoras, e três necarívoras, hematófagas e onívoras, muitas dessas espécies encontram-se abrigadas nas zonas urbanas (LIMA, 2008). Nos últimos anos, em vários Estados brasileiros, foram diagnosticados casos de raiva em humanos, caninos, felinos, bovinos e eqüinos transmitidos por quirópteros (MIRANDA et al., 2003; LIMA et al., 2005; CUNHA et al., 2006), entre eles um registro de raiva humana no Estado de Pernambuco no ano de 2008, sendo este o terceiro caso de cura da raiva no mundo (BRASIL, 2009). Apesar do destaque da participação dos morcegos na veiculação da raiva em humanos, nota-se ainda uma lacuna sobre o conhecimento da participação desses animais no ciclo da raiva em ambiente urbano. Diante disso, no ano de 2011 foi pactuado entre o Ministério da Saúde e as unidades de saúde federadas o envio de morcegos considerados suspeitos para a diagnose da raiva (BRASIL, 2011), sendo os Centros de Controle de Zoonoses (CCzs) e Centros de Vigilância Ambientais (CVAs) os órgãos responsáveis por esse controle.

Para minimizar os problemas entre homens-morcegos-saúde nas zonas urbanas, os CCZs e CVAs vêm desenvolvendo ações de vigilância da raiva em quirópteros (RIBEIRO et al., 2010; SILVA et al., 2010; PACHECO et al., 2010), estas ações seguem o preconizado pelo Instituto Pasteur (2006) que consistem principalmente em formar equipes para o monitoramento da raiva em morcegos e a distribuição das espécies quirópteros sinantrópicos, entretanto as ações e órgãos envolvidos no monitoramento da raiva em morcegos em diferentes regiões do país variam

em intensidade no desenvolvimento de suas ações. Em Pernambuco, trabalhos de monitoramento e controle da raiva em morcegos urbanos vêm sendo desenvolvidos em alguns municípios, tais como, Olinda, Recife, Jaboatão dos Guararapes e São José do Egito (OLIVEIRA et al., 2011), entretanto no Estado ainda há diversas lacunas de conhecimento a respeito da raiva em morcegos urbanos sendo refletido pela ausência no envio de amostras por diferentes municípios (OLIVEIRA et al., 2011).

Diante disso, os objetivos desse trabalho foram identificar a presença do vírus rábico na quiróptero-fauna, verificar a distribuição de abrigos de morcegos sinantrópicos, levantar os problemas causados por estes animais e sensibilizar a comunidade local a respeito dos cuidados e da importância dos morcegos no Município de Moreno. Estes foram evidenciados em decorrência da grande frequência dos morcegos em áreas urbanas e do número crescente de registros de espécimes positivos para raiva nesse ambiente em diferentes partes do país (SODRÉ; GAMA; ALMEIDA, 2010).

Material e Métodos

O município de Moreno é formado administrativamente pelo distrito sede e pelo distrito de Bonança, estando localizado na região Metropolitana do Recife no Estado de Pernambuco, limitando-se ao norte com São Lourenço da Mata, ao sul com o Cabo de Santo Agostinho, ao leste com Jaboatão dos Guararapes e ao oeste com Vitória de Santo Antão. A área municipal ocupa 195 km², possuindo uma população estimada em 56.800 habitantes (PREFEITURA MUNICIPAL DE MORENO, 2011). O município apresenta uma área urbana bastante arborizada, com alguns bairros situados bem próximos à borda de mata, onde ainda é possível encontrar criatórios de animais, tais como bovinos, eqüinos e suínos.

No perímetro urbano, o Núcleo de Vigilância Ambiental (NVA) do município desenvolve ações de monitoramento da raiva, tais como controle do vírus em animais domésticos e de importância econômica, e o monitoramento de quirópteros. Durante o projeto foram acompa-



nhadas as ações voltadas ao monitoramento da raiva em morcegos: **1 – Registro de abrigos:** As residências com presença de abrigos foram identificadas a partir de questionários e, também, por denúncias via telefone. Posteriormente estas residências passavam por uma visita técnica para confirmação do abrigo. Quando possível os animais eram capturados para identificação; **2 - Levantamento de problemas:** foi diagnosticado a partir de entrevistas com os moradores e do levantamento das denúncias registradas no NVA-Moreno; **3 – Captura de morcegos:** foram realizadas capturas por meio de redes de neblina abertas das 18h às 00h em locais de atividade de morcegos e nos abrigos nas áreas urbanas; **4 – Envio de amostras para investigação do vírus rábico:** parte do material coletado e todos os morcegos apresentando condições atípicas foram enviados ao Laboratório Nacional Agropecuário (LANAGRO-PE) para análise do vírus rábico. A diagnose da raiva foi realizada a partir do exame de tecido nervoso pela técnica de imunofluorescência direta (IFD) (MESLIN; KAPLAN; KOPROWSKI, 1999) e pela prova biológica (PB) (KOPROWSKI, 1996); **5 – Educação e Saúde:** Para disseminação das informações sobre a raiva, biologia e ecologia de morcegos foi produzido um folder adequado à realidade dos problemas identificados no município e, também, desenvolvidas palestras e exposições em escolas de bairros onde ocorreram positividade para raiva. Além disso, orientações à população foram realizadas durante as entrevistas.

Os animais foram identificados com base nos trabalhos de Vizotto e Taddei (1973), Gregorin e Taddei (2002) e Aguirre, Vargas e Solari (2009) e a classificação seguiu os critérios estabelecidos por Reis et al. (2007).

Resultados

Levantamento das Espécies de Morcegos

De outubro/2010 a agosto/2011 ocorreram cinco sessões de capturas em áreas abertas e 12 em abrigos, e foram identificados os espécimes doados pela comunidade ou recolhidos durante o atendimento do NVA. A quiropteroфаuna local consistiu em 16 espécies e quatro famílias, de um total de 190 espécimes capturados e/ou coleta-

dos, entre frugívoros, nectarívoros, insetívoros e onívoros (Tabela 01).

Cynomops planirostris (PETERS, 1865), *Molossus rufus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1805), *Eptesicus furinalis* (d'Orbigny e Gervais, 1847) e *Peropteryx macrotis* (Wagner, 1843) foram registradas apenas em seus abrigos, já *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766), *Myotis sp* (Kaup, 1829) e *Molossus molossus* (Pallas, 1766) ocorreram nas capturas em abrigos e em áreas abertas e as demais foram capturadas apenas em áreas abertas. Além dos morcegos provenientes de capturas, o NVA recebeu alguns espécimes doados pela população são eles: *E. furinalis*, *Myotis sp*, *A. lituratus*, *M. rufus*, *M. molossus* e *G. soricina* (Tabela 01).

As espécies que apresentaram maior distribuição entre os bairros foram *M. molossus* (n = 5), *G. soricina* (n = 4) e *Myotis sp* (n = 3), as outras foram encontradas em um ou dois bairros (Tabela 01). Os bairros com maior riqueza foram Nossa Senhora da Conceição e Parque dos Eucaliptos com seis e quatro espécies, respectivamente. *Molossus molossus* apresentou o maior percentual de capturas, 44,7 %, o que representa aproximadamente três vezes mais o valor da segunda espécie mais capturada (*C. planirostris*) (Tabela 01).

Apesar de não haver capturas de morcegos hematófagos, a presença desses na área pode ser confirmada pela espoliação encontrada em dois cavalos em um sítio e pelo relato de um criador de galinhas sobre um morcego que se alimentava em um de seus animais no engenho.

Vistoria dos Abrigos

Dos 135 abrigos levantados nos questionários, 33 foram visitados, telhado (n = 17) forro (n = 10), tijolo (n = 3), parede (n = 1), chaminé (n = 1) e manilha de escoamento (n = 1) distribuídos entre 09 bairros e o distrito de Bonança. No entanto só foi possível realizar capturas e identificar as espécies instaladas em vinte abrigos, devido às condições estruturais dos locais. *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Phyllostomus discolor* (Wagner, 1843), *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810), *Lonchorrhina aurita* (Tomes, 1863), *G. soricina*, *E. furinalis*, *M. molossus*, *M. rufus*, *C. planirostris*, *Myotis sp* e *P. macrotis* utilizaram abrigos antrópicos na zona urbana de Moreno (Tabela 02)

Tabela 1. Espécies de morcegos, abundância, local de captura, dieta e bairro de captura no município de Moreno (am = Alto da Maternidade, asa = Alto Santo Antônio, bom = Bonança, chb = Cohab, cen = Centro, gd = Galinha D'água, nsc = Nossa Senhora Conceição, nsc = Nossa Senhora de Fátima, pe = Parque dos Eucaliptos, tam = Tamboatá).

Família	Espécie	Abundância	Captura	Dieta	Bairro
Emballonuridae	<i>Peropterix macrotis</i> (Wagner, 1843)	3	aa	Insetívoro	nsc
	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	20	aa e ab	Nectarívoro	asa, am, nsf, pe
	<i>Lonchorhina aurita</i> (Tomes, 1863)	4	ab	Insetívoro	pe
	<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner, 1843)	6	ab	Onívoro	nsc e bon
	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Palla, 1767)	1	aa	Onívoro	pe
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	7	Ab	Frugívoro de sub-bosque	tam
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	2	ab	Frugívoro de dossel	nsc e tam
	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	2	ab	Frugívoro de dossel	pe e tam
	<i>Dermanura cinérea</i> (Gervais, 1856)	2	ab	Frugívoro	nsc e bon
	<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	5	ab	Frugívoro de dossel	cen
	<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	2	ab	Frugívoro de sub-bosque	tam
Molossidae	<i>Cynomops planirostris</i> (Peters, 1865)	29	aa	Insetívoro aéreo	pe e nsc
	<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	85	aa e ab	Insetívoro aéreo	bon, chb cen, gd, nsf
	<i>Molossus rufus</i> (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1805)	10	aa	Insetívoro aéreo	chb e bon
Vespertilionidae	<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny e Gervais, 1847)	2	aa	Insetívoro aéreo	nsc
	<i>Myotis</i> sp. (Kaup, 1829)	10	aa e ab	Insetívoro aéreo	nsc, cen, pe
TOTAL	16	190			

Levantamento de problemas

A partir da análise dos questionários (n = 200) foram identificados 11 problemas relacionados a morcegos, são eles: abrigos (n = 135), sujeira (n = 88), medo (n = 74), incomodo (n = 26), barulho desagradável (n = 26), mau cheiro (n = 22), doenças (n = 5), acidentes (n = 3), agressão a humanos (n = 2), agressão a animais de produção (n = 2) e adentramento (n = 1).

O primeiro registro de agressão a humanos ocorreu em dezembro/2010, o morcego caiu nas costas de um homem mordendo-o no momento em que ele tentou tirá-lo do local com a mão. A vacinação e sorologia foram realizadas no dia da agressão, pois o este procurou o NVA que o encaminhou a ajuda médica imediata. No segundo caso em fevereiro/2011, uma mulher ao retirar roupas de um balde foi mordida na mão, devido

**Tabela 2.** Relação de espécies por abrigos e quantitativo de registros

Espécie	Tipo de abrigo	Nº de Abrigos
<i>Glossophaga soricina</i>	Telhado	8
<i>Molossus molossus</i>	Telhado	5
	Forro	3
<i>Cynomops planirostris</i>	Tijolo	4
<i>Carollia perspicillata</i>	Manilha de escoamento	1
<i>Phyllostomus discolor</i>	Chaminé	1
<i>Sturnira lilium</i>	Chaminé	1
<i>Lonchorrhina aurita</i>	Manilha de escoamento	1
<i>Eptesicus furinalis</i>	Forro	1
<i>Molossus rufus</i>	Forro	1
<i>Myotis</i> sp.	Tijolo	1
<i>Peropteryx macrotis</i>	Parede	1

à presença do animal em meio às roupas. A vacinação e sorologia foram feitas seis dias após a exposição, por indicação de um médico durante uma consulta de rotina no município de Vitória de Santo Antão, pois a agredida não havia comunicado a Vigilância Ambiental e nem procurado ajuda médica no município, apesar disso o tratamento foi concluído no município de Moreno. Em nenhum dos casos foi identificado envolvimento com morcegos hematófagos.

No primeiro relato não foi encontrado o abrigo no local, no segundo foi constatado a presença de morcegos, entretanto a moradora não permitiu o monitoramento da colônia e relatou que apesar da agressão os morcegos não a incomodavam.

Diferentes métodos foram utilizados pela população para sanar ou minimizar tais problemas, entre estes, o uso de inseticida (n = 8), pano branco (n = 6), naftalina (n = 5), fechamento das frestas (n = 5), forro (n = 4), fogo (n = 4), vassourada (n = 3), condimentos (n = 2), lâmpada (n = 2), veneno não informado (n = 2), óleo queimado (n = 1), Creolina (n = 1), Carbureto (n = 1).

Análise do vírus rábico

Dos 190 espécimes amostrados 85 foram encaminhados para análise rábica no LANAGRO, destes, 11 foram provenientes de doações dos municípios e 74 de capturas. Três exemplares foram positivos para raiva (*E. furinalis* - 02 e um não identificado), representando 3,53% dos morcegos enviados para a análise da raiva, todos provenientes de denúncias ou doados pela população. Vale destacar que o *M. molossus* enviado em 2009 pela equipe também foi positivo. Os casos positivos encontram-se descritos abaixo:

Caso 1

Em agosto de 2009 um agente de saúde vinculado a uma Unidade de Saúde da Família (USF) em Bonança, distrito do município de Moreno, coletou um morcego às 11h no chão da garagem da USF. O animal, *M. molossus*, encontrava-se ainda vivo e paralisado, caído no chão esse foi recolhido, sem haver contato direto com o coletor, sendo posteriormente encaminhado ao Centro Acadêmico de Vitória (CAV) para identificação e enviado ao LANAGRO para diagnose da raiva. A amostra foi positiva para a IFD e PB.

No inquérito epidemiológico não foi identificado o abrigo, apesar dos funcionários da USF informarem que ouviam um barulho desagradável que partia do forro de uma das salas. Após alguns meses uma reforma foi realizada no local e não se encontrou mais morcegos caídos e não houve mais denúncias de presença dos mesmos por parte dos funcionários.

Caso 2

Em Outubro de 2010 foi encaminhado ao Núcleo de Vigilância Ambiental um morcego encontrado morto caído no chão da área externa de uma residência. Este exemplar foi coletado no bairro Alto do Santo Antônio, por um agente de endemias, porém não foi identificado. O mesmo foi encaminhado ao LANAGRO para análise da raiva, sendo positivo tanto para IFD quanto para PB.

No forro desta residência havia um abrigo de *M. molossus*, a maioria dos exemplares estavam mortos em função da utilização de veneno pela proprietária. Neste bairro foi realizada a aplicação de questionários a fim de identificar mais abrigos; nas residências em que havia morcegos foi feita captura para verificação do vírus



rábico e orientações para solucionar o problema.

Caso 3

Em janeiro de 2011 foi recebido no NVA um morcego encontrado, ainda vivo caído no chão do terraço de uma residência situada no bairro Nossa Senhora da Conceição. O exemplar era um *E. furinalis* macho, adulto, que foi encaminhado para análise rábica sendo positivo para as duas análises.

No inquérito epidemiológico foi localizado o possível abrigo, em uma residência em frente da casa onde o espécime foi coletado. O morador havia utilizado veneno para exterminar os morcegos, porém não obteve sucesso. Para solucionar o problema foram dadas informações sobre morcegos, a raiva e feitas recomendações sobre vedação do abrigo. Além disso, foram aplicados questionários em 354 casas das quais apenas três possuíam abrigo (*C. planirostris* e *G. soricina*), nenhum morcego enviado para análise foi positivo para o vírus.

Caso 4

Em março de 2011 foi encaminhado ao Núcleo de Vigilância Ambiental um morcego encontrado voando, em uma rua situada no bairro Nossa Senhora da Conceição, durante o dia por volta das 11:30h. O animal foi capturado por um agente de endemias após cair no chão e não conseguir alçar voo. O mesmo foi identificado como *E. furinalis* e não teve contato com humanos e animais domésticos, sendo positivo para IFD e PB.

No inquérito epidemiológico não foi possível identificar o abrigo, no entanto foram realizadas capturas próximas ao local e atendimento de solicitações de visitas técnicas em residências com presença de quirópteros para orientação de acordo com cada problema e prevenção da raiva.

Educação e saúde

Para o atendimento da demanda do município e para viabilizar as atividades de controle de morcegos urbanos, os agentes de endemias foram orientados em encontros esporádicos a respeito de como proceder diante dos casos encontrados nas residências visitadas e também, sobre biologia de morcegos e epidemiologia da raiva.

Palestras para estudantes dos terceiro e quarto anos do Ensino Fundamental foram realizadas em duas escolas municipais situadas em um dos bairros

onde houve positividade para raiva e, também, em uma escola municipal de um bairro adjacente, localizada próximo à residência do segundo caso positivo. A comunidade escolar mostrou-se bastante interessada sobre o tema, pois reconheceu problemas enfrentados por eles mesmos durante a abordagem do conteúdo, sendo ainda encontrado na biblioteca de uma das escolas um abrigo de *G. soricina*.

Para a população em geral foi montado um “folder” a fim de que a mesma possa tomar medidas de controle de morcegos independente da presença dos agentes do NVA e também para desmistificar as ideias equivocadas acerca destes animais.

Discussão

O número de espécies registradas ($n = 16$) em Moreno representa 9,3% da riqueza de morcegos sugerida para o Brasil ($n = 172$) (REIS et al., 2011), sendo similar a de outros trabalhos realizados em áreas urbanas (PACHECO et al., 2010), todas elas já haviam sido registradas em áreas urbanas no Brasil (LIMA, 2008). A riqueza de morcegos no ambiente urbano é influenciada principalmente pela disponibilidade de abrigos e por fatores como dimensões, amplitude, tipo de material do qual é constituído os mesmos além de fatores abióticos (luminosidade, umidade e temperatura), já que a maioria procura características semelhantes às encontradas nos refúgios naturais (PACHECO et al., 2010). Além disso, a arborização urbana mal planejada aumenta o número de espécies atraídas e/ou abrigadas nas cidades devido à oferta de alimento e/ou abrigo (LIMA, 2008).

Entre as espécies, os molossídeos apresentaram maior abundância e distribuição, representados por *M. molossus*, *C. planirostris* e *M. rufus*. *Molossus molossus* e *M. rufus* são comumente encontradas se abrigo em construções humanas, principalmente em forros de casas (AGUIRRE; LENS.; MATTHYSEN, 2003), possivelmente pelo fato de estarem bastante adaptados a perturbações antrópicas (LIMA, 2008). *Glossophaga soricina*, o filostomídeo mais bem representado abrigado em construções urbanas em Moreno, foi encontrado em 25% dos abrigos (telhados de cômodos desabitados ou com pouca movimentação), além de ter sido capturado em áreas abertas, a sua presença na área pode ser explicada pela disponibilidade de recursos alimentares, tais como jardins e quintais com plantas atrativas e bebedouros no entorno das re-



sidências, como afirma Pacheco et al (2010).

Alguns dos principais problemas encontrados no município foram relatados em outros trabalhos no Brasil (KOTAIT et al., 2003; LIMA, 2008; PACHECO et al, 2010), são eles: abrigos, barulho indesejável, mau cheiro e interações como agressão, destacando o problema com abrigos. Abrigos antrópicos, quando estabelecidos em residências habitadas, proporcionam uma maior exposição do homem aos morcegos, aumentando o risco para histoplasmosse, devido ao acúmulo de fezes, (KOTAIT et al , 2003) e, principalmente para raiva (BRAZUNA; TEIXEIRA; VAN ONSELEN et al., 2006). Para minimizar esses problemas diferentes medidas são utilizadas para desalojar os animais, entre elas: vedação dos abrigos e utilização de substâncias odoríferas como pedras sanitárias (INSTITUTO PASTEUR, 2006; LIMA, 2008; PACHECO, 2010). Em Moreno, a população utiliza diferentes meios para desalojar os morcegos, muitos dos quais causam a morte dos animais, e entre eles alguns são prejudiciais à saúde humana como a naftalina, durante o trabalho foram propostas medidas de manejo ecológico adequadas para desalojar os animais.

As duas espécies positivas para raiva (*M. molossus* e *E. furinalis*) já haviam sido registradas nesta condição para outras localidades do país (SODRÉ; GAMA; ALMEIDA, 2010). De acordo Sodré, Gama e Almeida (2010), *M. molossus* é a terceira espécie de molossídeo mais bem representada como portadora do vírus rábico, descrita para raiva em oito trabalhos (São Paulo n = 6, Paraná n = 1, Rio Grande do Sul n = 1) com ocorrência de 18 espécimes em um intervalo de 13 anos. Já *E. furinalis* é a quarta espécie mais representativa dentro dos vespertilionídeos, sendo descrito em três trabalhos (São Paulo n = 3) totalizando 10 animais em um intervalo de 14 anos. Segundo Sodré, Gama e Almeida (2010) não há registro dessa espécie positiva para raiva no Nordeste do Brasil.

Vespertilionídeos e molossídeos são os principais representantes de morcegos insetívoros aéreos em áreas urbanas (LIMA, 2008), sendo encontrados utilizando abrigos antrópicos. Além disso, o segundo grupo é o mais frequentemente relatado adentrando residências (ROSA et al., 2011) o que aumenta as chances de contato entre humanos e animais domésticos com morcegos portadores do vírus rábico como observado nos trabalhos de Brazuna, Teixeira e Van Onselen (2006).

A falta de informação em relação à raiva por parte da população é agravante para epidemiologia, como foi observado no trabalho de Albas et al. (2009) e registrado em um dos casos de agressão ocorridos em Moreno, o que torna ainda mais importante a investigação da presença de vírus rábico. O monitoramento de colônias associados às campanhas de educação e saúde para população local são estratégias eficientes para diminuir as chances de contato entre morcegos doentes e humanos e/ou animais domésticos (cães e gatos) principalmente quando os morcegos desenvolvem a sintomatologia (FAVORETTO et al, 2002; PÁEZ et al., 2003).

O isolamento do vírus rábico em morcegos insetívoros em área urbana mostra que o vírus está em circulação nesse ambiente e evidencia a necessidade de intensificar os trabalhos com morcegos nas áreas urbanas, principalmente ao envio de amostras para análise viral. Investindo ainda mais em campanhas educativas com a finalidade de proporcionar informações sobre transmissão da raiva, soluções para problemas relacionados aos morcegos, manejo de animais suspeitos e orientação sobre os serviços a serem utilizados em casos de acidente e, também, incentivando a investigação da circulação do vírus em municípios adjacentes.

Agradecimentos

Ao Núcleo de Vigilância Ambiental do Município de Moreno pela assistência nos trabalhos de campo e por ter permitido o acesso ao banco de dados. Ao LANAGRO-PE pelas análises laboratoriais. A Rafael César Lima Pedroso de Andrade pela tradução do texto em inglês.

Referências

A A AGUIRRE, L. F., VARGAS, A. ; SOLARI, S. Clave de campo para la identificación de los murciélagos de Bolivia. Cochabamba: Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada, 2009. 38 p.

AGUIRRE, L. F.; LENS, L.; MATTHYSEN, E. Patterns of roost use by bats in a neotropical savanna: implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 111, n. 2, p. 435–443, 2003.



A ALBAS, A. et al. Diagnóstico laboratorial da raiva na região oeste do Estado de São Paulo. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, Uberaba, v. 38, n.6, p. 493-495, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância Epidemiológica. Protocolo para Tratamento de Raiva Humana no Brasil. Brasília, 2009, 9p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Instrutivo para preenchimento da programação das ações de vigilância em saúde nas unidades federadas – 2010 -2011. Disponível em: http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/instrutivo_reenchi_mento_pavs_2010_2011.pdf. Acesso em: 15 ago. 2011.

BRAZUNA, J. C.; TEIXEIRA, M. A; VAN ONSELEN V. J. An epidemiological description of human-hazardous incidents caused by nonhematophagous bats in Brazil, 2002-2003. *Preventive Veterinary Medicine*, Local de publicação?, v.77, n. 1-2, p.137-144, 2006.

CUNHA, E. M. S. et al. Bat rabies in the northnorthwestern regions of the state of São Paulo, Brazil: 1997-2002. *Revista de Saúde Pública*, São Paulo, v. 40, n. 6, p. 1082-1086, 2006.

F FAVORETTO, S. R. et al. Antigenic typing of Brazilian rabies virus samples isolated from animals and humans, 1989-2000. *Revista do Instituto de Medicina Tropical*, São Paulo, v. 44, n. 2, p. 91-95, 2002.

GREGORIN, R.; TADDEI, V. A. Chave artificial de molossídeos brasileiros (Mammalia: Chiroptera). *Mastozoologia Tropical*, Puerto Madryn, v. 9, n. 1, p. 13-32, 2002.

INSTITUTO PASTEUR. Programa de prevenção e controle da raiva transmitida por morcegos em áreas urbanas. *Boletim Epidemiológico Paulista*, São Paulo, v. 3, n. 36, p. 9-13, 2006.

LIMA, I. P. Espécies de morcegos (Mammalia: Chiroptera) registradas em parques nas áreas urbanas do Brasil e suas implicações no uso deste ambiente. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L. E.; SANTOS, G. A. S. D (Ed.). *Ecologia de Morcegos*. Londrina: Technical Books, 2008. p. 71-86.

LIMA, E.F.; RIET-CORREA, F.; CASTRO, R.S.; GOMES, A.A.B.; LIMA, F.S. Sinais clínicos, distribuição das lesões no sistema nervoso central e epidemiologia da raiva em herbívoros na região Nordeste do Brasil. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, Rio de Janeiro, v. 25, n. 4, p. 250-264, 2005.

KOPROWSKI, H. The mouse inoculation test. In: MESLIN, F.X.; KAPLAN, M.M.; KOPROWSKI, H. (Ed.). *Laboratory techniques in rabies*. Geneva: World Health Organization, 1996. p. 80-86.

KOTAIT, I. et AL. Reservatórios silvestres do vírus da raiva: um desafio para a saúde pública. *Boletim Epidemiológico Paulista*, São Paulo, v. 4, n. 40, p. 2-8, 2007

KOTAIT, I. 2003. Manejo de quirópteros em áreas urbanas: Manual Técnico do Instituto Pasteur. São Paulo: Instituto Pasteur. 45p.

MESLIN, F. X.; KAPLAN, M. M.; KOPROWSKI, H. *La Rage: Techniques de lá laboratoire*. Organisation Mondiale de lá Santé, Genebra, p.80-95, 1999.

MIRANDA, C. F. J.; SILVA, J. A.; MOREIRA, E. C. Raiva humana transmitida por cães: áreas de risco em Minas Gerais, Brasil, 1991-1999. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 91-99, 2003

OLIVEIRA, J. C. T. et al.. Vigilância epidemiológica da raiva com ênfase aos morcegos na região metropolitana do Recife, Pernambuco. *Chiroptera Neotropical Supplement*, Brasília, v. 17, n. 1, p. 221-224, 2011.

PACHECO, S. M. et al.. Morcegos urbanos: status do conhecimento e plano de ação para a conservação no Brasil. *Chiroptera Neotropical*, Brasília, v.16, n. 1, p. 630-647, 2010.

PÁEZ, A. et al. Molecular epidemiology of rabies epizootics in Colombia: evidence for human and dog rabies associated with bats. *Journal of General Virology*, Grã-Bretanha, v. 84, n. 4, p. 795-802, 2003.

PREFEITURA MUNICIPAL DE MORENO. Plano de Contingencia da Saúde: Moreno Operação Inverno. Moreno, 2011, 9p.



REIS, N. R. et al.. Mamíferos do Brasil. 2.ed. Londrina: Nélío R. dos Reis, 2011. 439p.

_____. Morcegos do Brasil. Londrina: Nélío R. dos Reis, 2007. 253p.

RIBEIRO, S. et al. Vigilância ambiental e sanitária de quirópteros no Município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Chiroptera Neotropical Supplement*, Brasília, v.16, n. 1, p. 48-49, 2010.

ROSA, A. R.; KATAOKA, A. P. A.G.; FAVORETTO, S. R.; SODRÉ, M. M.; TREZZA-NETTO, J.; CAMPOS, A. C. A.; DURIGON, E; MARTORELLI, L. F. First report of rabies infection in bats, *Molossus molossus*, *Molossops neglectus* and *Myotis riparius* in the city of São Paulo, State of São Paulo, southe-

astern Brazil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, Uberaba, v. 44, n. 2, p.146-149, 2011

SILVA, E. M.V.G. et al. Primeiro registro de raiva em morcego frugívoro em área urbana de Olinda, Pernambuco, Brasil. *Chiroptera Neotropical Supplement*, Brasília, v.16, n. 1, p. 149-151, 2010.

SODRÉ, M. M.; GAMA, A. R.; ALMEIDA, M. F. Updated list of bat species positive for rabies in Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical*, São Paulo, v. 52, n. 2, p. 75-81, 2010.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. *Revista da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras São José do Rio Preto – Boletim de Ciências*, São José do Rio Preto, n. 1, p.1-72, 1973.



Analysis of Chlorophyll *a* Fluorescence of Two Mangrove Species of Vitória Bay (ES, Brazil) to Natural Variation of Tide

Análise de fluorescência da clorofila *a* de duas espécies de mangue da Baía de Vitória (ES, Brasil) influenciadas pela variação natural da maré

Antelmo Ralph Falqueto ^{a, 1}
Priscilla Nobres dos Santos ^b
Renata Venturim Fontes ^b
Diolina Moura Silva ^b

Abstract

Leaf chlorophyll (Chl) *a* fluorescence parameters (JIP-test, initial fluorescence- F_0 and potential quantum yield of PS2- F_v/F_m) of two mangroves species (*Laguncularia racemosa* Gaerth. and *Rhizophora mangle* L.) were compared in a basin forest, Vitória Bay (Brazil), during the dry and rainy seasons. Measurements were made three hours before high tide (H_1), during high tide (H_2) and three hours after high tide (H_3) using a Handy-PEA fluorometer (Hansatech, UK). Leaves were dark-adapted before measurements. Increases in salinities caused a decrease in F_0 and an increase of F_v/F_m in both species and seasons. Increases of salinity around 29.8 % (during H_1), 64.45 % (H_2) and 78.6 % (H_3) (from dry to rainy season) caused an increasing of 12.3, 10.95 and 5.1 % of F_v/F_m values in *L. racemosa* and 1.4, 8.2 and 3.75 % in *R. mangle* (H_1 , H_2 and H_3 , respectively). However, at H_2 , the energy fluxes for absorption (ABS/RC) and trapping (TR_0/RC) were significantly reduced in *L. racemosa*. Reductions in ABS/RC result in increase in antenna size of active RCs. In this study, reductions in ABS/RC were consistent to increases in F_v/F_m and reductions of energy dissipation at antenna chlorophyll level (DI_0/RC), which would explain the decline on F_0 values. Fluctuations in salinity level of water during the day induced functional changes of PS2 in both species of mangroves. However, the slight variation of F_v/F_m in *L. racemosa* (from 12.3 % in H_1 to 10.95 % in H_2) associated with the decline in ABS/RC, TR_0/RC , and DI_0/RC indicate increased tolerance to salt in *L. racemosa*, in response to changes in the amplitude of tide.

Key words: basin forests, chlorophyll fluorescence, diurnal tide, JIP-test

Resumo

Parâmetros da fluorescência da clorofila *a* (teste JIP, fluorescência inicial- F_0 e produção quântica potencial do fotosistema 2- F_v/F_m) de duas espécies do manguezal (*Laguncularia racemosa* Gaerth. e *Rhizophora mangle* L.) foram comparados em um bosque de bacia, Baía de Vitória (Brasil), durante as estações seca e chuvosa. As medidas foram feitas três horas antes da maré alta (H_1), durante a maré alta (H_2) e três horas após maré alta (H_3) usando um fluorômetro Handy-PEA (Hansatech, UK). As folhas foram pré-adaptadas ao escuro antes de cada medida. Aumentos na salinidade causaram um decréscimo em F_0 e um aumento de F_v/F_m em ambas as espécies e estações. Aumentos da salinidade próximos de 29,8 % (durante H_1), 64,45 % (H_2) e 78,6 % (H_3) (da estação seca para a chuvosa) causou um aumento de 12,3, 10,95 e 5,1 % nos valores de F_v/F_m em *L. racemosa* e 1,4, 8,2 e 3,75 % em *R. mangle* (H_1 , H_2 e H_3 , respectivamente). Porém, em H_2 , os fluxos de energia por absorção (ABS/RC) e captura (TR_0/RC) foram significativamente reduzidos em *L. racemosa*. Reduções em ABS/RC resultaram em aumentos no tamanho dos centros de reação da antena do FSII. Neste estudo, reduções em ABS/RC foram consistentes com os aumentos em F_v/F_m e reduções da dissipação da energia de excitação em nível de clorofila da antena (DI_0/RC), o que poderia explicar o declínio nos valores de F_0 . Flutuações nos níveis de salinidade da água durante o dia induziram mudanças funcionais do FSII em ambas as espécies. Porém, a pequena variação de F_v/F_m em *L. racemosa* (12,3 % em H_1 - 10,95 % em H_2) associado com o declínio em ABS/RC, TR_0/RC e DI_0/RC indica maior tolerância de *L. racemosa* ao estresse salino frente às mudanças na amplitude das marés.

Palavras-chave: bosque de bacia, fluorescência da clorofila, maré diurna, test JIP

^a Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo. Rodovia BR 101 Norte, Km 60, Bairro Litorâneo, São Mateus-ES, 29932-540, Brazil;

^b Departamento de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo. Avenida Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, Vitória-ES, 29060-973, Brazil;

¹ Autor para correspondência (Author for correspondence): Antelmo Ralph Falqueto - E-mail address: antelmofalqueto@gmail.com



Introduction

Mangrove forest form a unique community in tropical coastal regions and tidal lowlands (TAKEMURA *et al.*, 2000). They occupy about 17 million hectares worldwide and are considered among the most productive ecosystems (TUFFERS; NAIDOO; VON WILLERT, 2001). Ecologically, they are considered an essential component in protecting adjacent land from wave and storm erosion and are important components of detrital food chains vital to a variety of marine and estuarine communities (ODUM; HEALD, 1975; TAKEMURA *et al.*, 2000).

Studies have established that soil salinity levels, nutrient availability, photosynthetic capacity and the degree of tidal inundation constitute the mainly factors affecting the growth and productivity of mangroves forest (SOBRADO, 1999; NAIDOO; TUFFERS; VON WILLERT, 2002). Although mangroves are adapted to seawater flooding, the frequency and duration of flooding have influenced important physiological processes of natural mangroves (Luzhen *et al.* 2005), such as anatomical development, gas exchange, biomass partitioning, enzymes activity and hormone synthesis (NAIDOO; ROGALLA; VON WILLERT, 1997; YE *et al.*, 2004, 2010; CHEN; WANG; LIN, 2005; WANG *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2009). In the last years, with the rise of sea level resultant of the rapid changes of climate, the periods of exposure of mangroves to high tide levels has been prolonged (ELLISON; FARNSWORTH, 1997).

The critical tidal level which the mangrove specie can tolerate varies between regions (HE *et al.*, 2007) and the morphological-physiological differences observed between species are consistent with the particular zone they occupy within mangrove ecosystems (BALL, 1986).

High tide is frequently associated to high salinities, affecting the cell turgor. However, many authors have showed that mangroves species are able to tolerate high salt levels (KRAUSS; ALLEN, 2003; SOBRADO, 2005) because they have developed morphological adaptations to salinity, e.g. salt glands, which contribute strongly for acquisition of salt tolerance and to differences in salt tolerance generally observed between species. On the other hand, non-secretors mangroves excluded until 99% of the salt by root ultrafiltration (PALIYAVUTH; CLOUGH; PATANAPONPAIBOON, 2004). A re-

cent study also showed that *Kandelia candel* exhibited a higher capacity to restrict both salt uptake and subsequent accumulation while *Bruguiera gymnorhiza* had a higher capacity to exclude salts from mesophyll cells which resulted in lesser reduction of photosynthesis (LI *et al.*, 2008). Salt tolerance level in mangroves likely depends on the NaCl concentration in the external solutions and the duration of salt exposure, associated with specific genetic characteristics (SOBRADO, 2005).

Rhizophora mangle L. and *Laguncularia racemosa* (L.) Gaerth. are dominant mangrove species along of Espírito Santo (ES) State coastlines (Brazil), where they are distributed along of basin forests occupying the medium to high inter-tidal zone of mangrove forest. Thus, are regularly influenced by variations of diurnal tide and interstitial water salinities ranged from 10 to 45 psu. Informations about tolerance to salt stress in these mangroves have been contradictory. Krauss and Allen (2003) affirm that high salinity tends to favor the development, establishment and physiology of mature *R. mangle* compared to *Bruguiera sexangula* (Hawaii, USA). In contrast, it appears that an enhanced salt gland secretion is responsible for higher salt tolerance in *L. racemosa* (SOBRADO, 2005). From the physiological aspects, no comparative study is available concerning the salinity responses of mature *R. mangle* and *L. racemosa* trees in basin forests at ES coastline. Although mangroves have been studied extensively in others regions of Brazil, the mangroves of ES coastline were only partially investigated by Silva, Bernini and Carmo (2005) in studies relating the structure of mangrove forests. The physiological responses of mangrove to natural variation of diurnal tide definitely need studies for a better understanding of the mangroves ecophysiology. Such information would be useful to understand the factors that influence the dominance of *R. mangle* and *L. racemosa* mangroves along ES coastline.

An important technique used to evaluate the photochemical performance of plants under high salinity conditions is the chlorophyll (Chl) *a* fluorescence (KRAUSE; WEIS, 1991). Chl *a* fluorescence provides information on the relationship between structure and function of photosystem 2 (PS2), reaction center (RC), and core complexes in plants salt stressed (YAMANE *et al.*, 2000; MISRA; SRIVASTAVA; STRASSER, 2001, PANDA *et al.*, 2006). Inhibition of electron transfer by PS2-inhibiting sa-



linity levels causes a rapid chlorophyll fluorescence response, which can be measured using portable fluorimeters on dark-adapted leaves. Moreover, when a dark-adapted leaf is illuminated, changes in chlorophyll a fluorescence intensity, known as the Kautsky effect, are observed (GOVINDJEE, 1995). The Kautsky transient shows a fast rise completed in less than 1 s, with a subsequent slower decline towards a steady state. It is well-documented that the rise phase of the transient reflects the primary reactions of photosynthesis (KRAUSE; WEIS, 1991). Transient fluorescence has provided additional and more accurate information (STRASSER; GOVINDJEE 1992; STRASSER; SRIVASTAVA; GOVINDJEE, 1995). For example, it was demonstrated that the fluorescence rise kinetics of the Kautsky transient is polyphasic when plotted on a logarithmic time scale, clearly exhibiting the steps J and I (STRASSER; GOVINDJEE, 1992) between the initial O (F_0) and maximum P level (F_m). Strasser; Srivatava and Tsimilli-Michael (2000) have developed an analysis of the OJIP fast fluorescence rise, measured from 50 μ s to 1 s upon irradiation of the photosynthetic sample, and have also described the linkage between this physical signal and the biological functions. Thus, analysis of fluorescence induction (the 'JIP-test') made it possible to analyse the changes in energy transfer within PS2 and the relationships between primary

photochemistry and the requirement for electrons in further stages of photosynthetic metabolism with many details (STRASSER; SRIVATAVA; TSIMILLI-MICHAEL, 2000).

The aim of this study was to evaluate the physiological behavior of *R. mangle* and *L. racemosa* growing in the basin forests at Vitória Bay, ES (Brazil) to variations of salinity. For this purpose, we performed the measurements of chlorophyll fluorescence with measurements of salinity three hours before high tide (pre high tide - H_1), during high tide (H_2) and three hour after high tide (post high tide - H_3) in separate two seasons (dry and rainy seasons) simulating the natural variations of tidal level.

Material and Methods

Plant material and experimental conditions - The study site is located in Vitória Bay (20°15'48"S and 40°18'17"W), Espírito Santo State, southeast Brazil. It comprises basin forest with associated salt flats, where evaporation exceeds precipitation during several months of the year. Tidal amplitudes at the study site ranged between 0.3 and > 1 m. The relative air humidity was approximately 89 %. The annual average air temperature and annual precipitation are showed in figure 1.

The area study is characterized by a dry season

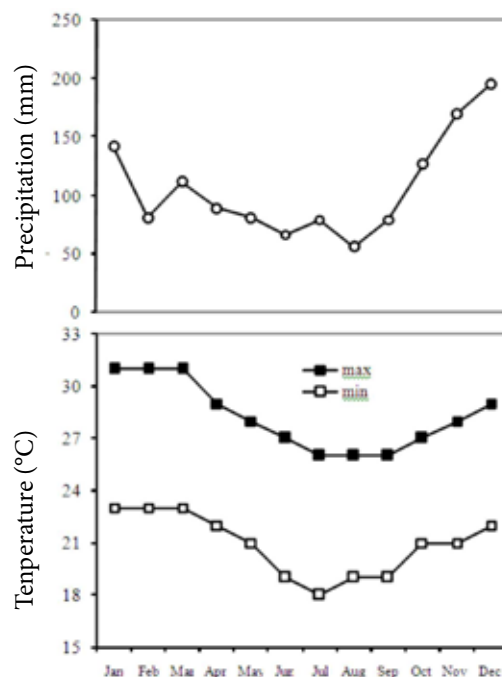


Figure 1. Precipitation and minimal and maximal temperatures of the study site (Vitória Bay) along of year. The dry and rainy season range from April to September and from October to March, respectively.



(April to September) and a rainy season (October to March). Mangrove forest at the study site is composed of three tree species: *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaerth. (Combretaceae) and *Avicennia germinans* (L.) Stearn. (Acanthaceae). *R. mangle* and *L. racemosa* are the dominant trees at the study site, while *A. germinans* is little represented. All data were collected from ten trees, which varied in height from 2-4 m, three hours before high tidal (pre high tide - H₁), during the high tide (H₂) and three hours after high tide (post high tide - H₃) in separate two seasons (dry and rainy seasons). Chlorophyll fluorescence parameters were determined on fully expanded young leaves of *R. mangle* and *L. racemosa*.

Salinity (psu) - Salinity of interstitial water was accomplished immediately after collecting the water in the tubes, using a portable conductometer *SCHOT Mod. LF1*. Interstitial water was collected using 2.5 cm diameter PVC tube inserted at -0.2 m sediment depth, according to the method of Miller and Ullman (2004).

Chl *a* fluorescence - Chl *a* fluorescence transient measurements were conducted on mature dark-adapted and attached leaves at ambient temperature using a portable fluorimeter (Plant Efficiency Analyser built by Hansatech Instruments Ltf. King's Lynn, Norfolk, UK), with high time resolution (10 μs). The leaves were dark adapted for at least 30 min before the measurements were started. The measurement consisted of a single strong 1 s light pulse (with excitation intensity sufficient to ensure closure of all PS2 reaction center provided by an array of six light-emitting diodes peak 650 nm). The Chl *a* fluorescence emission induced by the strong light pulses was measured and digitized between 10 μs and 1 s by the instrument (OUKARROUM; SCHANSKER; STRASSER, 2009).

All leaves exhibit a polyphasic Chl *a* fluorescence rise during the first second of illumination after dark adaptation. The most marked step at 2 ms is called the J-step. The fluorescence rise up to the J-step provides information about single turnover events of the primary reactions of photochemistry, mainly QA reduction. During the time interval from 2 to ~200 ms multiple charge separations occur and the redox components of the electron transport chain become reduced. The different phases of this process

show up in the fluorescence rise as the steps J, I and P. The step with the highest fluorescence intensity is called P (peak). In the single turnover range Fo (measured at 50 μs) to Fj (measured at 2 ms), the bands L (at about 100-200 ms) and K (at about 200-400 μs) can often be visualized by subtraction or by calculation of differences between fluorescence transients (STRASSER; SRIVASTAVA; TSIMILLI-MICHAEL, 2004).

From the fast OJIP transients, several bio-energetic parameters were derived according to the equations of the JIP-test using the program *BIO-LYSER* (R. M. Rodriguez, Bioenergetic Laboratory, University of Geneva). The concept of the JIP-test is based on the Energy Flux Theory in Bio-membranes. The JIP-test defines the maximal energy fluxes in the energy cascade for the events Absorption (ABS), Trapping (TR_o), Electron Transport (ET_o) and Dissipation (DI_o) and formulates their link with selected fluorescence experimental signals (F_t) between Fo and F_m (CHRISTEN *et al*, 2007). Using minimal and maximal fluorescence leads to the well accepted expression for the maximum quantum yield of primary photochemistry as TR_o/ABS = φP_o = 1 - (F_o/F_m) = F_v/F_m. The use of fast recording instruments with a time resolution in the microsecond range allows us to measure accurately the slope at the origin of the fluorescence OJIP rise dF/dt₀. This allows the calculation of the rate constant for primary photochemistry at the given light conditions as the specific trapping flux [TR_o/RC = M_o/V_j = (ABS/RC)φP_o]. The combination of the expressions above leads to the average antenna size [ABS/RC = (M_o/V_j)/(1 - F_o/F_m)]. Furthermore, the energy dissipation at the antenna chlorophylls level (DI_o/RC) should be calculated as DI_o/RC = (ABS/RC) - (TR_o/RC) (STRASSER and TSIMILLI-MICHAEL, 2001; STRASSER; SRIVASTAVA; TSIMILLI-MICHAEL, 2004; CHRISTEN *et al*, 2007). In this study, we used the following parameters obtained from data extracted from the OJIP chlorophyll *a* fluorescence transient: (i) the specific energy fluxes for absorption per reaction centre (ABS/RC), (ii) excitation energy trapping (TR_o/RC), and (iii) energy dissipation at the level of the antenna chlorophylls (DI_o/RC).

Statistical analysis - Each data collection consisted of ten repetitions, in a randomized block design. Results were examined by one-way analysis of



variance (ANOVA) and differences between means were assessed using Tukey test ($p \leq 0.05$).

Results

We first investigated the changes in PS2 photochemistry in the dark-adapted leaves of *R. mangle* and *L. racemosa* under natural variations of diurnal tide during the dry and rainy seasons. Table 1 show that F_o decreased with increasing of salinity. During the rainy season, the decrease in F_o was strongly consistent with the increase in salinity from pre to post high tide, whereas a weaker relationship was observed for dry season which the salinity variation had been slight. In contrast, the potential quantum

yield of PS2 (F_v/F_m) increased from pre to post high tide, following the increase of salinity. Under natural conditions, F_v/F_m values were greatest at H_2 (during high tide) and H_3 (post high tide) in both species and seasons (table 1).

ABS/RC and DI_o/RC values declined significantly ($p \leq 0.05$) from H_1 to H_3 in both species and seasons without any difference in TR_o/RC (figure 2). The comparison between two species revealed that ABS/RC and TR_o/RC were significantly reduced in *L. racemosa* mainly at H_2 and H_3 in both seasons (figure 2). Differences in DI_o/RC between species were observed during H_1 in both seasons and H_2 during rainy season (figure 2). However, during H_1 from dry season, the DI_o/RC values were higher in *L. racemosa*.

Table 1. Interstitial water salinity (psu), minimal fluorescence (F_o) and potential quantum yield of PSII (F_v/F_m), in leaves of *Laguncularia racemosa* (L.) Gaerth and *Rhizophora mangle* L. mangroves growing in the basin forests at Vitória Bay, Brazil, subjected to different salinity levels under field conditions. Data were collected three times along of day: Three hours before high tide (H_1), during high tide (H_2) and three hours after high tide (H_3) during the dry and rainy seasons. Data (mean \pm standard deviation) with different letters indicate a significant difference at $p \leq 0.05$ between H_1 , H_2 and H_3 , Tukey's test ($n = 10$)

	<i>Laguncularia racemosa</i> (L.) Gaerth.		<i>Rhizophora mangle</i> L.		Salinity
	Dry season		Rainy season		
	F_o	F_v/F_m	F_o	F_v/F_m	
H_1	1119 \pm 267 ^a	0.65 \pm 0.016 ^c	1027 \pm 123 ^a	0.68 \pm 0.019 ^c	10.05 \pm 3,4 ^b
H_2	909 \pm 192 ^b	0.73 \pm 0.028 ^b	868 \pm 64,66 ^b	0.73 \pm 0.001 ^b	12.04 \pm 1,9 ^a
H_3	688 \pm 200 ^c	0.78 \pm 0.030 ^a	675 \pm 107 ^c	0.80 \pm 0.004 ^a	11.70 \pm 1,4 ^a
mean	905.3 \pm 216	0.72 \pm 0.07	856.6 \pm 176	0.73 \pm 0.06	11.26 \pm 1
H_1	840 \pm 133 ^a	0.73 \pm 0.025 ^c	893 \pm 17,54 ^a	0.69 \pm 0.02 ^c	13.4 \pm 0,3 ^c
H_2	581 \pm 0,0 ^b	0.81 \pm 0.003 ^b	653 \pm 51,05 ^b	0.79 \pm 0.01 ^b	19.8 \pm 3,6 ^b
H_3	546 \pm 11,8 ^c	0.82 \pm 0.001 ^a	530 \pm 10,82 ^c	0.83 \pm 0.00 ^a	20.9 \pm 0,8 ^a
mean	655.6 \pm 161	0.78 \pm 0.05	692 \pm 185	0.77 \pm 0.07	18.03 \pm 4

Discussion

Our results exhibited decreased F_o with increasing salinity from pre to post high tide and the lowest values of F_o occurred at the salinity levels of 11.7 psu during the dry season and 20.9 psu during the rainy season for *R. mangle* and *L. racemosa*. The sources of F_o include Chl *a* molecules in PS2 and attached light harvesting complex. Decreases in F_o in response to salinity can be related to adjustments at the antenna pigment level or decreases of the excitation trapping efficiency at the active centre of PS2 (YAMANE *et al*,

1997). Salinity tolerance of *R. mangle* and *L. racemosa* mangroves, therefore, seemed to be associated with low levels of F_o at H_2 and H_3 (during and post high tide, respectively). No difference in F_o was observed between *R. mangle* and *L. racemosa* mangroves trees growing in basin forest along of ES coastline within of the same salinity level.

Previous studies indicate that F_o should be used as an indicator of stress when associated with potential quantum yield of PS2 (F_v/F_m) measurements (STIRBET; GOVINDJEE, 2011). In the current investigation, potential quantum yield of PS2 incre-

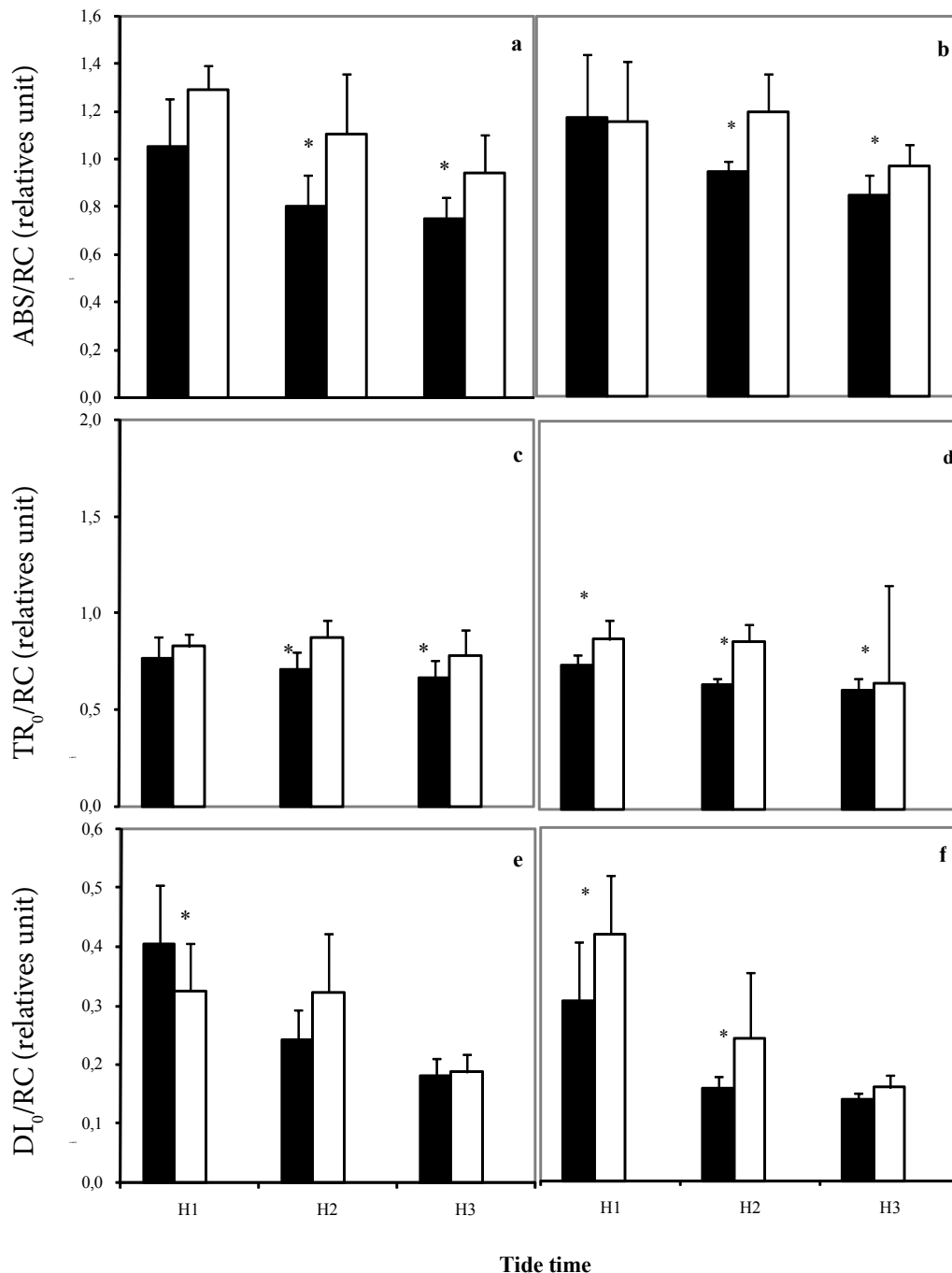


Figure 2. Specific energy fluxes for absorption per reaction centre (ABS/RC – a and b), excitation energy trapping (TR₀/RC – c and d) and energy dissipation at the level of the antenna chlorophylls (DI₀/RC – e and f) values obtained of (■) *Laguncularia racemosa* (L.) Gaerth. and (□) *Rhizophora mangle* L. growing in the basin forests at Vitória Bay, Brazil, subjected to different salinity levels under field conditions. Data were collected three times along of day: Three hours before high tide (H₁), during high tide (H₂) and three hours after high tide (H₃) during the dry (a, c and e) and rainy (b, d and f) seasons. Significant differences in JIP-test parameters between species in each time are represented by an asterisk (*) (Tukey test at 5% probability level). (n = 10)

used with salinity (Table 1). During pre high tide (H₁), potential quantum yield of PS2 values in *L. racemosa* were 0.65 and 0.73 during the dry and rainy season, respectively, representing an increase of 12.3 % in potential quantum yield of PS2 with an increase in salinity around 29.8 %. In contrast, the

increase in Fv/Fm values of 1.4 % found in *R. mangle* has been shown poorly significant when compared to that found in *L. racemosa*. This result enforces evidences that the photosynthetic apparatus of *L. racemosa* has higher plasticity in high salt conditions, as evidenced by higher gain in Fv/Fm in H₁, which



might reflect an enhanced salt secretion from glands characteristic in this mangrove. In addition, similar results were observed during high tide (H_2). At H_2 , with salinity increased to 64.45 % from dry to rainy season, there was an increase in Fv/Fm values of approximately 10.95 and 8.2 % in *L. racemosa* and *R. mangle*, respectively, confirming that increases in salinity resulting from natural variation of diurnal tide changed the dynamic of light absorption reactions with highest intensity in *L. racemosa* mangrove.

However, during post high tide (H_3), salinity increased 78.6 % from dry to rainy season. In these conditions, Fv/Fm slightly increased with salinity in both *L. racemosa* and *R. mangle* (5.1 and 3.75 %, respectively). If one takes into account the absolute values, this increase represents a potential quantum yield of PS2 increased from 0.78 to 0.82 and from 0.80 to 0.83 in *L. racemosa* and *R. mangle*, respectively, from dry to rainy season. The range of Fv/Fm for various monocotyledon and dicotyledonous families with different life styles has been reported to be from 0.75 to 0.85 (Hunt 2003). The high values of Fv/Fm (0.75–0.83 across salinity treatments) indicate that *R. mangle* and *L. racemosa* were able to maintain maximum photochemical efficiency of PS2 at high salinity levels, and demonstrate a very high degree of salinity tolerance relative to other plant species.

Some mangroves species show decreases in Fv/Fm under high salinities that involve protective mechanism (i.e., changes in the pool size of the xanthophyll), which could be reversed upon transfer of plants to a stress-free environment or with changes in the environmental conditions (TAKEMURA, *et al*, 2000; LI *et al*, 2008). Therefore, the responses under salt stress conditions of *R. mangle* and *L. racemosa* mangrove needs to be further verified in controlled conditions to explain increases in Fv/Fm value. Also, factors associated with decrease in Fo (oxi-reducing conditions of the plastoquinone pool, chlororespiration or others) might need to be further elucidated. Thus, the physiological mechanisms associated with the decrease of fluorescence yield and with the increase of photosynthetic performance (evaluated such as Fv/Fm ratio) in mangroves under high salt conditions are not clear. It is possible that increased photorespiration could have contributed to photochemical dissipation of absorbed light energy in this study. In addition, under salt conditions, mangrove photosynthesis is primarily limited by deficiencies

in mineral ions such as K^+ . Thus, salt tolerance in mangroves species is correlated not only with adaptations to excess salt substrate but also to some of the secondary effects of salinity such as water deficit and impaired nutrient acquisition. High concentrations of inorganic ions in mangrove tissues are required to contribute to turgor formation (NAIDOO; TUFFERS; VON WILLERT, 2002). Studies on inorganic ions absorption and accumulation in mangroves plants would contribute to understand salt tolerance in mangroves species growing in Vitória Bay.

Many studies have only used the ratio of variable to maximal chlorophyll a fluorescence (Fv/Fm) as parameter to screen for salt tolerance in mangroves. However, a growing body of evidence indicates that the Fv/Fm ratio is often insensitive to salt and not always a suitable parameter for indicating salt tolerance of plants (VAN HEERDEN *et al*, 2003; VAN HEERDEN; STRASSER; KRÜGER, 2004). Force, Critchley and Rensen (2003) demonstrated the advantage of using a number of JIP-test derived fluorescence parameters to evaluate PS2 function, rather than using only a single parameter such as the Fv/Fm ratio. Like previously found by Strauss *et al*. (2006), the JIP-test parameters are most sensitive in assessment of plant stress. In this study, we evaluated the specific energy fluxes for absorption per reaction centre (ABS/RC), excitation energy trapping (TRo/RC) and energy dissipation at the level of the antenna chlorophylls (DIo/RC) (figure 2), which would be sensitive enough to evaluate the responses in the mangrove species to ultimately rank them according to salt tolerance.

Diurnal variations of salinity conditions adversely affected the energy fluxes for absorption per reaction centre (ABS/RC) of both *L. racemosa* and *R. mangle* mangroves growing in the basin mangrove forest of Vitória Bay (figure 2A-B). At H_2 , where the salinity increased by 39 %, ABS/RC was significantly reduced in *L. racemosa* compared to *R. mangle*. These results are consistent to that increase of Fv/Fm values described above. According Mehta *et al*. (2010) ABS/RC, which reflects the effective antenna size of an active reaction centers, is calculated as a total number of photons absorbed by Chl molecules of all RCs divided by total number of active RCs. Thus, ABS/RC values are influenced by ratio of active/inactive RCs. At H_2 and H_3 , the lower values of ABS/RC in *L. racemosa* resulted in higher decrease in antenna size



of active RCs in this specie. Taken together, it would appear that *L. racemosa* is physiologically more sensitive than *R. mangle* in its salt responses in field conditions. Reports in the literature (SOBRADO, 1999; PANDA *et al.*, 2006) confirm that high salinity conditions adversely affect photosynthetic performance of mangrove under field conditions.

The low ABS/RC values also were followed by reduced values ($p \leq 0.05$) of excitation energy trapping [$TR_o/RC = M_o/V_j = (ABS/RC)\phi P_o$] in *L. racemosa* (figure 2C-D). Reductions in energy dissipation at antenna chlorophyll level (DIO/RC) (figure 2E-F) such as observed in *L. racemosa* and *R. mangle* at H₁, H₂ and H₃, in both seasons, would explain the decline observed in F_o values (table 1). The declined values of DIO/RC from H₁ to H₃ are in line with the increase in potential quantum yield of PS2 in both *L. racemosa* e *R. mangle* mangrove species.

Conclusions

Variations in salinity resultant of natural variations of diurnal tides influenced the photosynthetic responses of both *L. racemosa* and *R. mangle* mangrove plants during dry and rainy seasons. Likewise, *R. mangle* and *L. racemosa* trees growing in basin mangrove forest along of ES coastline showed differences in minimal fluorescence emission in relation to natural changes in salinity. In contrast, the slight variation of F_v/F_m increment in *L. racemosa* (from 12.3 % in H₁ to 10.95 % in H₂) would indicate higher salt tolerance in this specie in response to changes in the diurnal tide. In addition, analyses of energy flux through PS2 permitted observe the lower specific energy fluxes for absorption per reaction center (ABS/RC), which reflected in lower excitation energy trapping (TR_o/RC) and lower energy dissipation at antenna chlorophylls levels (DIO/RC) in *L. racemosa*. These results reflect genetic differences related to acquisition of morphological and physiological adaptations that permit survival in saline environment such as mangrove ecosystem of Vitória Bay.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Município de Vitória (Facitec) for the financial support. The

first author was grateful to the “Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal”, Department of Biology - Universidade Federal do Espírito Santo for use of facilities and to Dr^a Elisa Mitsuko Aoyama for important suggestions.

References

- BALL, M.C.; ANDERSON, J.M. Sensitivity of photosystem II to NaCl in relation to salinity tolerance: comparative studies with thylakoids of the salt-tolerant mangrove, *Avicennia marina*, and the salt-sensitive pea, *Pisum sativum*. *Australian Journal of Plant Physiology*, Australian, v.13, p.689-698, 1986.
- CHEN, L.Z.; WANG, W.Q.; LIN, P. Photosynthetic and physiological responses on *Kandelia candel* L. Druce seedlings to duration of tidal immersion in artificial seawater. *Environmental and Experimental Botany*, Netherlands, v.54, p.256-266, 2005.
- CHRISTEN, D. *et al.* Characterization and early detection of grapevine (*Vitis vinifera*) stress responses to esca disease by in situ chlorophyll fluorescence and comparison with drought stress. *Environmental and Experimental Botany*, Netherlands, v.60, p.504-514, 2007.
- ELLISON, A.M.; FARNSWORTH, E.J. Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Oecologia*, Berlin, v.112, p.435-446, 1997.
- FORCE, L.; CRITCHLEY, C.; RENSEN, J.J.S.V. New fluorescence parameters for monitoring photosynthesis in plants. *Photosynthesis Research*, Hague, v.78, p.17-33, 2003.
- GOVINDJEE. Sixty-three years since Kautsky: chlorophyll a fluorescence. *Australian Journal of Plant Physiology*, Victoria, v.22, p.131-160, 1995.
- HE, B. *et al.* Comparison of flooding-tolerance in four mangrove species in a diurnal tidal zone in the Beibu Gulf. *Estuarine Coastal Shelf Science*, Lisboa, v.74, p.254-262, 2007.
- HUNT, D. Measurements of photosynthesis and respiration in plants. *Physiologia Plantarum*, Sweden, v.117, p.314-325, 2003.



- KRAUSE, H.; WEIS, E. Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basics. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, Palo Alto, v.42, p.313-349, 1991.
- KRAUSS, K.W.; ALLEN, J.A. Influences of salinity and shade on seedling photosynthesis and growth of two mangrove species, *Rhizophora mangle* and *Bruguiera sexangula*, introduced to Hawaii. *Aquatic Botany*, Gainesville, v.77, p.311-324, 2003.
- LI, N. *et al.* Effect of NaCl on photosynthesis, salt accumulation and ion compartmentation in two mangroves species, *Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorhiza*. *Aquatic Botany*, Gainesville, v.88, p.303-310, 2008.
- LUZHEN, C.; WENQING, W.; PENG, L. Photosynthetic and physiological responses of *Kandelia candel* L. Druce seedlings to duration of tidal immersion in artificial seawater. *Environmental and Experimental Botany*, Netherlands, v.54, p.256-266, 2005.
- MEHTA, P. *et al.* Chlorophyll a fluorescence study revealing effects of high salt stress on Photosystem II in wheat leaves. *Plant Physiology and Biochemistry*, Paris, v.48, p.16-20, 2010.
- MILLER, D.C.; ULLMAN, W.J. Ecological consequences of groundwater discharge to Delaware Bay, USA. *Ground Water*, Dublin, v.42, p.959-970, 2004.
- MISRA, A.N.; SRIVASTAVA, A.; STRASSER, R.J. Utilization of fast chlorophyll a fluorescence technique in assessing the salt/ion sensitivity of mung bean and Brassica seedlings. *Journal of Plant Physiology*, Stuttgart, v.158, p.1173-1181, 2001.
- NAIDOO, G.; ROGALLA, H.; VON WILLERT, D.J. Gas exchange responses of a mangrove species, *Avicennia marina*, to waterlogged and drained conditions. *Hydrobiologia*, Hague, v.352, p.39-47, 1997.
- NAIDOO, G.; TUFFERS, A.V.; VON WILLERT, D.J. Changes in gas exchange and chlorophyll fluorescence characteristics of two mangroves and a mangrove associate in response to salinity in the natural environment. *Trees*, New York, v.16, p. 140-146, 2002.
- ODUM, W.E.; HEALD, E.J. The detritus based food web of an estuarine mangrove community. In: CRO-NIN, L.E. (Ed.). *Estuarine Research*, vol. I. New York: Academic Press, 1975. p. 265-286,
- OUKARROUM, A.; SCHANSKER, G.; STRASSER, R.J. Drought stress effects on photosystem I content and photosystem II thermotolerance analysed using Chl a fluorescence kinetics in barley varieties differing in their drought tolerance. *Physiologia Plantarum*, Sweden, v.137, p.188-199, 2009.
- PALIYAVUTH, C.; CLOUGH, B.; PATANA-PONPAIBOON, P. Salt uptake and shoot water relation in mangroves. *Aquatic Botany*, Gainesville, v.78, p.349-360, 2004.
- PANDA, D. *et al.* Submergence effects on rice genotypes during seedlings stage: Probing of submergence driven changes of photosystem 2 by chlorophyll a fluorescence induction O-J-I-P transients. *Photosynthetica*, Praha, v.44, p.69-75, 2006.
- SILVA, M.A.B.; BERNINI, E.; CARMO, T.M.S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, v.19, p.465-471, 2005.
- SOBRADO, M.A. Drought effects on photosynthesis of the mangrove, *Avicennia germinans*, under contrasting salinities. *Trees*, New York, v.13, p.125-130, 1999.
- SOBRADO, M.A. Leaf characteristics and gas exchange of the mangrove *Laguncularia racemosa* as affected by salinity. *Photosynthetica*, Praha, v.43, p.217-221, 2005.
- STIRBET, A.; GOVINDJEE. On the relation between the Kautsky effect (chlorophyll a fluorescence induction) and Photosystem II: Basics and applications of the OJIP fluorescence transient. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, Amsterdam, v.104, p.236-257, 2011.
- STRASSER, R.J.; GOVINDJEE. The Fo and the O-J-I-P fluorescence rise in higher plants and algae. In: ARGYROUDI-AKOYUNOGLU, J.H. (Ed.). *Regulation of Chloroplast Biogenesis*. New York :



Plenum Press, 1992. p. 423-426.

STRASSER, R.J.; SRIVASTAVA, A.; GOVINDJEE. Polyphasic chlorophyll a fluorescence transient in plants and cyanobacteria. *Photochemistry and Photobiology*, Elmsfor, v.61, p.32-42, 1995.

STRASSER, R.J.; SRIVASTAVA, A.; TSIMILLI-MICHAEL, M. Analysis of the Chlorophyll a fluorescence transient. In: PAPAGEORGIOU, G.C; GOVINDJEE (Ed.). *Chlorophyll a Fluorescence: a Signature of Photosynthesis: Advances in Photosynthesis and Respiration*, vol. 19. The Netherlands : Springer, Dordrecht, 2004. p. 321-362

STRASSER, R.J.; SRIVASTAVA, A.; TSIMILLI-MICHAEL, M. The fluorescence transient as a tool to characterize and screen photosynthesis samples. In: YUNUS, M.; PATHRE, U.; MOHANTY, P. (Ed.). *Probing Photosynthesis: mechanisms, Regulations and Adaptation*. London : Taylor and Francis, 2000. p. 445-483.

STRASSER, R.J.; TSIMILLI-MICHAEL, M. Stress in plants, from daily rhythm to global changes, detected and quantified by the JIP-test. *Chine Nouvelle (SRC)*, Bruxelles, v.75, p.3321-3326, 2001

STRAUSS, A.J. *et al.* Ranking of dark chilling tolerance in soybean genotypes probed by the chlorophyll a fluorescence transient O-J-I-P. *Environmental and Experimental Botany*, Netherlands, v.56, p.147-157, 2006.

TAKEMURA, T. *et al.* Physiological and biochemical responses to salt stress in the mangrove, *Bruguiera gymnorrhiza*. *Aquatic Botany*, Gainesville, v. 68, p.15-28, 2000.

TUFFERS, A.; NAIDOO, G.; VON WILLERT, D.J. Low salinities adversely affect photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina*. *Wetland Ecology and Management*, Amsterdam, v.9, p. 225-232, 2001.
VAN HEERDEN, P.D.R.; STRASSER, R.J.; KRÜ-

GER, G.H.J. Reduction of dark chilling stress in N₂-fixing soybean by nitrate as indicated by chlorophyll a fluorescence kinetics. *Physiologia Plantarum*, Sweden, v.121, p.239-249, 2004.

VAN HEERDEN, P.D.R. *et al.* Dark chilling effects on soybean genotypes during vegetative development: parallel studies of CO₂ assimilation, chlorophyll a fluorescence kinetics O-J-I-P and nitrogen fixation. *Physiologia Plantarum*, Sweden, v.117, p.476-491, 2003.

WANG, W. *et al.* Leaf anatomical responses to periodical waterlogging in simulated semidiurnal tides in mangrove *Bruguiera gymnorrhiza* seedlings. *Aquatic Botany*, Gainesville, v.86, p.223-228, 2007.

XIAO, Y. *et al.* Leaf and stem anatomical responses to periodical waterlogging in simulated tidal floods in mangrove *Avicennia marina* seedlings. *Aquatic Botany*, Gainesville, v.91, p.231-237, 2009.

YAMANE, Y. *et al.* Increases in the fluorescence F_o level and reversible inhibition of Photosystem II reaction center by high-temperature treatments in higher plants. *Photosynthesis Research*, Hague, v.52, p. 57-64, 1997.

YAMANE, *et al.* Reduction of QA in the dark: Another cause of fluorescence F_o increases by high temperatures in higher plants. *Photosynthesis Research*, Hague, v.63, p.23-34, 2000.

YE, Y. *et al.* Combined effects of simulated tidal sea-level rise and salinity on seedlings of a mangrove species, *Kandelia candel* (L.) Druce. *Hydrobiologia*, Hague, v.41, p.287-300, 2010.

YE, Y. *et al.* Does sea level rise influence propagule establishment, early growth and physiology of *Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Amsterdam, v.306, p.197-215, 2004.



Comportamento de capivaras em área verde urbana no município de Curitiba, PR

Behavior of capybaras in a urban green area in Curitiba municipality, PR – Brazil

Ariadina Maria Reis de Almeida ¹
Daniela Biondi
Emygdio Araújo Leite Monteiro-Filho

Resumo

Diante da acentuada redução dos ambientes naturais em detrimento da expansão dos espaços urbanos, as áreas verdes presentes nas cidades se tornaram refúgios para a fauna que disputa espaço com as construções humanas. Entre as várias espécies que enfrentam esta realidade está a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), um roedor comum em ambientes úmidos que apresenta um extenso repertório comportamental, importante para a manutenção do grupo e para a sobrevivência da espécie. Tendo em vista as poucas pesquisas desenvolvidas sobre o comportamento de capivara em ambientes urbanos e a importância de estudos como estes para a preservação da fauna silvestre, objetivou-se coletar informações sobre o comportamento territorial e de termorregulação de uma população de capivaras em uma área urbana em Curitiba, Paraná. Para isso, foram coletados dados através de observações diretas e vestígios durante 42 meses de estudo. Os resultados evidenciaram que os animais defendem seu território através de sinalizações deixadas pela secreção de glândulas perianais e supranasal, pelo depósito de fezes e urina e pela retirada de pedaços de casca de árvore. Constatou-se também que em dias muito quentes as capivaras se abrigam em locais de temperaturas mais baixas, dentro d'água e sob a sombra de árvores. Destacou-se ainda que o padrão de atividade da espécie, descanso durante o dia e deslocamento nas últimas horas do dia, pode estar relacionado à estratégia de termorregulação.

Palavras-Chave: Mamífero, Rodentia, termorregulação, território, vestígios.

Abstract

Given the sharp reduction in natural environments rather than the expansion of urban spaces, green areas in the cities have become a haven for local wildlife dispute that space with human settlements. Among the various species facing this reality is the capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), a rodent common in moist environments that present a extensive behavioral repertoire, important for the maintenance of the group and the survival of the species. Considering the few studies carried out on the behavior of capybara in urban environments and the importance of studies like these for the preservation of wildlife, aimed to collect information about the territorial behavior and thermoregulation of a capybara population that occurs in urban areas in Curitiba, Paraná. To do this, data were collected through direct observations and traces gained during 42 months of study. The results showed that animals defend their territory through signs left by secreting perianal and supranasal glands, by depositing feces and urine and the removal of pieces of bark. It was also found that on very hot days take shelter in places of lower temperatures in the water and under the shade of trees. It was also highlighted in the results that the activity patterns of the species rest during the day shift and the last hours of the day, may be related to thermoregulatory strategy.

Key words: Mammal, Rodentia, thermoregulation, territory, traces.

¹ Autor para correspondência (Author for correspondence): Ariadina Maria Reis de Almeida - Rua Sebastião Alves Ferreira, 2554, CEP. 82.820-080, Curitiba, Paraná, Brasil - Telefone: (41) 3016-3432 - E-mail: ariadina_almeida@yahoo.com.br



Introdução

Hydrochoerus hydrochaeris é o maior roedor do mundo (EMMONS, 1990), pode chegar a pesar pouco mais que 90 kilogramas, com variações entre sexo e entre regiões geográficas, chegando a atingir até 50 centímetros de altura. Ainda, é um mamífero social cujas associações podem ser formadas por pares estáveis, haréns e grupos mistos (SCHALLER; CRAWSHAW, 1981). Os grupos mistos são compostos por machos (um dominante e dois subordinados), várias fêmeas e filhotes. O número de indivíduos por grupo varia sazonalmente, geralmente com aumento na estação chuvosa e redução na estação seca. Os grupos apresentam uma estrutura social na qual as fêmeas gastam a maior parte do tempo cuidando das crias e os machos competem entre si por fêmeas reprodutoras (ALHO; CAMPOS; GONÇALVES, 1987).

São territorialistas defendendo seu grupo de machos oportunistas através de um repertório comportamental de ameaças por vocalização e perseguição, podendo ferir machos intrusos (BARROS et al, 2011). Usam duas glândulas para marcar o território, a glândula supranasal e um par de glândulas perianais. Ambas liberam substâncias oleosas que deixam marcas no ambiente como forma de sinalização. A glândula supranasal, localizada na superfície superior do focinho, é mais desenvolvida nos machos e seu tamanho tem uma relação direta com níveis de testosterona e produção espermática (HERRERA, 1992; TOMAZZONI, 2003; COSTA; PAULA, 2006). Nas fêmeas e nos filhotes elas são discretas e cobertas por pelos (MONES; OJASTI, 1986).

Na maioria das vezes a liderança dos grupos é feita por machos, porém Schaller e Crawshaw (1981) observaram casos nos quais as fêmeas eram as líderes. Tomazzoni (2003) também verificou que em situações de perda do macho dominante algumas fêmeas podem apresentar o crescimento da glândula supranasal e liderar o grupo. A vigília do grupo é responsabilidade dos machos subordinados que avisam a proximidade de intrusos ou potenciais perigos através de vocalizações (YÁBER; HERRERA, 1994).

De hábito diurno, as capivaras se alimentam

nas primeiras e últimas horas do dia com descanso nos períodos mais quentes. O descanso ocorre com mais frequência na margem da água e o forrageio em áreas mais distantes, podendo se afastar até 500 metros da água (KRAUER, 2009). Em regiões com forte influência humana este padrão de atividades pode variar de acordo com o nível de perturbação (PEREIRA; ESTON, 2007; VARGAS et al., 2007).

Apesar de ser uma espécie amplamente distribuída no Brasil inclusive em áreas com forte influência humana (FERRAZ et al., 2009), são poucos os estudos sobre a capivara em ambientes urbanos. Poucos envolvem a biologia e o comportamento dos animais em ambientes seminaturais, entre eles Verdade e Ferraz (2006) que estudaram a dinâmica populacional em um campus universitário de São Paulo. No município de Curitiba-PR foram registrados grupos de capivaras em 85% das áreas verdes (ALMEIDA et al., no prelo), porém o comportamento dos animais foi abordado apenas superficialmente por Almeida (2012).

Por existir uma carência de informações sobre a biologia da espécie em ambientes urbanos e por estas serem fundamentais para a conservação da fauna silvestre, o presente trabalho estudou alguns comportamentos, como territorialismo e termorregulação, de uma população de capivaras em uma área verde urbana do município de Curitiba, Paraná, através de observações diretas e de registros de vestígios deixados pelos animais.

Material e Métodos

Este estudo ocorreu em uma área verde urbana, Parque Tingui, Curitiba, Paraná, que se encontra nas coordenadas geográficas 25°23'30"S e 49°18'22"W e compreende uma área de 0,38 km² (IPPUC, 2011). Este parque foi criado em 1994 em área de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, onde havia cavas resultantes de extração de areia. Sua paisagem é composta por lagos, gramados, remanescentes florestais e equipamentos provenientes da infraestrutura de um parque público. Desde a sua criação abriga capivaras que ao longo dos anos tornaram-se atração para os visitantes e moradores da região

(Plano de Manejo do Parque Tingui, 2009).

A pesquisa foi desenvolvida entre agosto de 2008 e dezembro de 2011 através de visitas mensais. Durante as campanhas, os animais foram observados por quatro horas consecutivas (14 às 18 horas), adotando as observações naturalísticas pelo método grupo focal (LEHNER, 1996). Além de observações comportamentais, a área foi vistoriada em busca de vestígios de fezes e marcas deixadas no ambiente

(marcação de território) através do método indireto (CARVALHO; LUZ, 2008).

Resultados e Discussão

Marcação de território

Foram registradas manchas escuras encontradas em troncos de árvores com altura máxima de 70 centímetros do solo (Figura 1). Estas manchas tam-



Figura 1. Manchas escuras deixadas em árvores por capivaras no Parque Tingui.



Figura 2. Manchas deixadas por capivaras em estruturas: (A, B, C, D) metálica; (E) de madeira; (F) de cimento.

bém foram verificadas em alguns equipamentos que fazem parte da infraestrutura do parque (Figura 2). Herrera (1992) observou marcas semelhantes em vegetação de floresta alagável relacionadas ao comportamento territorialista das capivaras na Venezuela.

Além das marcações com a glândula supranasal, em alguns momentos foi verificado uma capivara

adulta esfregando o galho de vegetação entre as pernas (Figura 3). Também foi observado uma capivara adulta após se aproximar de outra, também adulta, urinando nas pernas e saindo para o lado oposto. Ambos os comportamentos também foram relatados por Schaller e Crawshaw (1981) e Alho, Campos; Gonçalves (1987) no Pantanal, os quais consideram tais registros



Figura 3. Capivara esfregando glândula perianal em galho de borda de mata ciliar.

marcação de território com glândula perianal e urina.

Além de marcações provenientes de glândulas e urina, vários mamíferos também sinalizam sua área de ocupação através das fezes, que geralmente são depositadas em locais conspícuos de fácil visualização por indivíduos da mesma espécie (SILVEIRA, 1999). No caso das capivaras, além de ser um sinalizador de ocupação territorial, as fezes parecem ser utilizadas também como marcação de recurso alimentar (BARLOW, 1969; RODRIGUES, 2008).

Na área de estudo, a forma de marcação das capivaras é um pouco diferente daquelas comentadas anteriormente. Durante a pesquisa foi flagrado comportamento de rivalidade entre dois machos adultos

que com os pelos eriçados se aproximaram, bateram os dentes e vocalizaram. Em seguida se afastaram e um deles esfregou a glândula supranasal em tronco de árvore e defecou na base. O macho rival apresentou mesmo comportamento, porém a secreção da glândula e as fezes foram depositadas em estrutura metálica (Figura 4). Após este ritual de marcação cada macho retornou a sua área de origem onde permaneceram junto ao grupo. De acordo com Schaller e Crawshaw (1981), quando um macho intruso é perseguido, ambos apresentam comportamento de marcação, conferindo imunidade temporária ao ataque. Confirmando que o ritual observado está



Figura 4. Registro de marcação observado em ritual de rivalidade entre machos: (A) momento em que um dos machos se afasta para marcar o limite do território; (B) detalhe de marcação (mancha escura e fezes) deixada pelo macho.

diretamente relacionado a defesa de território.

Este evento parece não ter sido o único, pois foram registradas várias árvores com manchas de secreção e fezes na base, em outros locais do Parque Tingui (Figura 5A). Em alguns destes locais, além

da mancha e fezes foi observado também marcas de retirada de lascas de casca do tronco (Figura 5B), marcas de retirada de lascas e fezes (Figura 5C) e em algumas, montículo de fezes na base da árvore (Figura 5D).



Figura 5. Registros encontrados em árvores: (A) mancha escura e fezes; (B) retirada de lasca, mancha escura e fezes; (C) retirada de lasca e fezes; (D) fezes.

Estas marcas deixadas pelas capivaras, além de estarem relacionadas à sinalização do território de uso, podem também indicar marcação do recurso alimentar. Arteaga e Jorgenson (2007), Borges e Tomás (2008) e Tomazzoni (2003), verificaram descascados na base de árvore e raízes de plantas em épocas de escassez de alimento, devido ao período chuvoso.

Durante o período de estudo era evidente o acú-

mulo de grandes quantidades de fezes em alguns locais do parque (Figura 6). Vários mamíferos apresentam comportamento semelhante de fazer latrina no limite de seus territórios (EISENBERG; REDFORD, 1999). Segundo Cabrera (1960), é a maneira que cada grupo familiar utiliza para conservar a área de uso. No Parque Tingui este acúmulo de excrementos pode indicar delimitação de território pela população de capivaras que ocorre na área.



Figura 6. Latrinas observadas no Parque Tingui, Curitiba-PR.

Termorregulação

Em dias quentes, geralmente entre os meses de outubro e de abril, as capivaras foram observadas em poços de lama (Figura 7A), dentro do lago (Figura 7B) e sob a sombra de árvores (Figura 7C), sendo rara a observação de algum animal sob o sol entre o período de 14 e 16 horas. A utilização das piscinas de lama também foi registrada por Borges e Tomás

(2008), em áreas alagáveis do Pantanal.

Por ser um animal homeotérmico, a capivara necessita que o organismo regule sua temperatura corporal. Uma das maneiras que os mamíferos apresentam para controlar esta temperatura é pela eliminação de secreções de glândulas sudoríparas e pela retenção de moléculas de oxigênio entre os pelos (POUGH; JANIS; HEISER, 2003). Porém, as



Figura 7. Registro de capivaras em momentos de maior incidência de sol: (A) em piscina de lama; (B) no lago; (C) na sombra.

capivaras apresentam poucos pelos e poucas glândulas sudoríparas, além destas serem pouco desenvolvidas (PEREIRA; JENKINSON; FINLEY, 1980). Talvez, para compensar esta deficiência, os animais necessitem de fatores externos para manter o equilíbrio térmico e por isto utilizam ambientes de menor temperatura (sombra e água) nos períodos mais quentes.

Outros comportamentos que também podem estar relacionados a termorregulação é o período de atividade dos animais. Durante o estudo, ficou evidente que as capivaras passam a maior parte do dia descansando em ambientes próximos da água, saindo para forragear em locais mais distantes no fim do dia. Este padrão de atividade também foi relatado por Alho, Campos e Gonçalves (1987) em ambiente natural, por Krauer (2009) em ambiente seminatural e por Rodrigues (2008) em cativeiro. O padrão de descanso próximo da água nas horas mais quentes pode estar relacionado à temperatura do ambiente, pois segundo Ayoade (2003), locais próximos da água apresentam temperaturas mais baixas. Além disso, a baixa atividade metabólica também pode influenciar este padrão de atividade, pois um organismo em descanso se torna mais lento e a temperatura corporal mais baixa. Já o deslocamento e a digestão do alimento forrageado gera um efeito contrário, elevando a temperatura corpórea (SCHMIDT-NIELSEN, 2002). Por isso, os animais apresentam baixa atividade durante os períodos de incidência de sol e alta atividade nas horas mais frescas do dia.

Conclusão

Apesar das capivaras do Parque Tingui estarem em ambiente sob forte influência urbana, elas apresentam comportamentos similares àquelas encontradas em ambientes naturais, tais como, marcação de território e termorregulação que são típicos da

espécie, além de importantes para a sobrevivência dos animais. A constatação destes comportamentos em área antrópica, demonstra ainda mais, a importância das áreas verdes presentes nas cidades para manutenção da fauna silvestre local.

Referências

ALHO, C.J.R.; CAMPOS, Z.M.S.; GONÇALVES, H.C. Ecologia de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Rodentia) do Pantanal: atividade, sazonalidade, uso do espaço e manejo. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v.47, n.1/2, p.99-110, 1987.

ALMEIDA, A.M.R. A paisagem do Parque Tingui – Curitiba - PR - e a presença de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus, 1766). 2012. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

ALMEIDA, A.M.R et al. Ocorrência de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus, 1766) em áreas verdes do Município de Curitiba-PR. *Ecología Austral*, no prelo.

ARTEAGA, M.C.; JORGENSON, J.C. Hábitos de desplazamiento y dieta del capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) en la amazonia colombiana. *Mastozoología Neotropical*, Mendoza, v.14, n.1, p.11-17, 2007.

AYOADE, J.O. Introdução à climatologia para os trópicos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. 332p.

BARLOW, J.C. Observations on the biology of rodents in Uruguay. Toronto: Royal Ontario Museum. 1969. 59p.



- BARROS, K.S. et al. Vocal repertoire of captive capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*): structure, context and function. *Ethology*, Germany, v.117, p.83-93, 2011.
- BORGES, P.A.L.; TOMÁS, W.M. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008. 148p.
- CARVALHO, O.; LUZ, N.C. Pegadas: série boas práticas. Belém: EDUFPA 2008. 64p.
- CABRERA, A; YEPES, J. Mamíferos sud americanos. Buenos Aires: EDIAR, 1960, 78p.
- COSTA, D.S.; PAULA, T.A.R. Testosterone level, nasal gland volume and Leydig cell morphometry in capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). *Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia*, Minas Gerais, v.58, n.6, p.1086-1091, 2006.
- EISENBERG, J.F.; RERDFORD, K.H. Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil, 3. Chicago: University of Chicago Press, 1999, 609 p.
- EMMONS, L. H. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Chicago; London: The University of Chicago Press, 1990, 281p.
- FERRAZ, K.M.P.M.B. et al. Distribution of capybara in an agroecosystem Brazil, based on ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy*, Estados Unidos, v.90, n.1, p.189-194, 2009.
- HERRERA, E.A. Size of tests and a scent glands in capybaras *Hydrochaeris hydrochaeris* (Rodentia: Caviomorpha). *Journal of Mammalogy*, Estados Unidos, v.3, n.4, p.: 871-875, 1992.
- IPPUC - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. Curitiba em dados: áreas verdes. 2011. Disponível em: <http://www.ippuc.org.br/Bancodedados/Curitibaemdados/Curitiba_em_dados_Pesquisa.htm>. Acesso em: 20 Ago. 2012
- KRAUER, J.M.C. Landscape ecology of the capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in the Chaco region of Paraguay. 2009. 128 f. Tese (Doutorado em Filosofia) - Universidade do Kansas, Manhattan, 2009.
- LEHNER, P.N. Handbook of ethological methods. New York : Garland STPM Press, 1996. 672p.
- MONES, A.; OJASTI, J. *Hydrochoerus hydrochaeris*. *Mammalian Species*, Estados Unidos, n.264, p.1-7, 1986.
- PEREIRA, J.N.; JENKINSON, D.M.; FINLEY, E. The structure of the skin of the capybara. *Acta Cientifica Venezolana*, Venezuela, v.31, p.361-364, 1980.
- PEREIRA, H.F.A.; ESTON, M.R. Biologia e manejo de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) no parque estadual Alberto Löfgren, São Paulo, Brasil. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, v.19, n.1, p.55-64, 2007.
- PINHEIRO, M.S. Criação de capivara em sistema Intensivo. Pelotas: Embrapa, 2007, 43p.
- Plano de manejo do Parque Tingui. Relatório final: diagnóstico. 414p. 2009. Disponível em: <<http://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/plano-de-manejo-smma-secretaria-municipal-do-meio-ambiente/322>>. Acesso em: 14 Ago. 2012.
- POUGH, F.H.; JANIS, C.M.; HEISER, J.B. A vida dos vertebrados. 3.ed. São Paulo: Atheneu, 2003. 699p.
- RODRIGUES, M.V. Comportamento social e reprodutivo de capivaras *Hydrochoerus hydrochaeris* Linnaeus, 1766 (Rodentia) em áreas com diferentes níveis de influência humana. 2008. 46f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2008.
- SCHALLER, G.S.; CRAWSHAW, P.G. Social organization in a capybara population. *Saugetierkundliche Mitteilungen*, Alemanha, v.29, p.3-16, 1981.
- SILVEIRA, L. Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás. 1999. 125F. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1999.
- TOMAZZONI, A.C. Ecologia da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus, 1766) (Mammalia,



Rodentia) na Reserva Biológica do Lami, sul do Brasil. 2003. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

VARGAS, F.C et al. Monitoramento populacional de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris* Linnaeus, 1766) em Pirassununga, SP, Brasil, *Ciência Rural*, Santa Maria, v.37, n.4, p.1104-1108, 2007.

VERDADE, L.M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Capybaras

in an anthropogenic habitat in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v.66, n.1, p. 371-378, 2006.

SCHMIDT-NIELSEN, K. *Fisiologia Animal: adaptação e meio ambiente*. São Paulo: Livraria Santos Editora, 2002. 611p.

YÁBER, M.C.; HERRERA, E.A. Vigilante, group size and social status in capybaras. *Animal Behaviour*, British, v.48, p.1301-1307, 1994.



Diversidade de insetos em diferentes tipos de borda em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista

Insect diversity in different types of edge in an Ombrophilous Mist Forest fragment, Brazil

Carlos Eduardo Copatti ^{a,1}
Fabiana Morás Gasparetto ^b

Resumo

O trabalho objetivou verificar a existência de efeito de borda para riqueza, diversidade e distribuição de entomofauna em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Campos Borges/RS. As coletas foram realizadas mensalmente entre 11/2008 e 04/2009 em quatro ambientes distintos: centro do fragmento florestal, borda fragmento florestal-estrada, borda fragmento florestal-banhado e borda fragmento florestal-lavoura. As coletas foram realizadas através de armadilhas do tipo "pit-fall" que permaneceram no ambiente por 24 h. Foram identificados 5.826 indivíduos e 78 famílias. Formicidae foi a família mais abundante com 2.089 indivíduos (35,86%). Não ocorreram diferenças significativas para diversidade, riqueza e distribuição da entomofauna entre os meses e os ambientes de coleta. Conclui-se que não ocorreu efeito de borda.

Palavras-chave: fragmento florestal, entomofauna, efeito de borda.

Abstract

The work aimed to verify the existence of edge effect for richness, diversity and distribution of entomofauna in an Ombrophilous Mist Forest fragment in Campos Borges/RS. The samples were performed monthly between 11/2008 and 04/2009 in four different environments: forest fragment center, forest fragment-way edge, forest fragment-wetland edge and forest fragment-agriculture edge. The samples were made through pit-fall model traps which conditioned in the environment for 24 h. It was identified 5,826 individuals and 78 families. Formicidae was more abundant families with 2,089 individuals (35.86%). There were no significant differences for diversity, richness and distribution of entomofauna between months and collecting sites. It is concluded that there was no edge effect.

Keywords: forest fragment, entomofauna, edge effect.

^a Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia;

^b Curso de Ciências Biológicas, Universidade de Cruz Alta;

¹ Autor para correspondência (*Author for correspondence*): Carlos Eduardo Copatti E-mail: carloseduardocopatti@yahoo.com.br - Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal da Bahia, Rua Barão de Geremoabo, 147 - Campus de Ondina CEP: 40170-290 Salvador - Bahia.



Introdução

Nos últimos anos tem se observado um aumento da fragmentação de áreas florestais, a qual pode levar ao efeito de borda, que segundo Murcia (1995), tende a alterar a distribuição, o comportamento e a sobrevivência de espécies. Assim, espécies raras e com pequena área de distribuição, ou muito especializadas, parecem ser mais suscetíveis a tais efeitos (TURNER, 1996). Ambientes com efeito de borda diferem enormemente de ambientes centrais em fragmentos florestais, pois como bordas são muito mais iluminadas, expõem extremos microclimáticos e estresse biótico (LAURANCE et al, 2002). Muitas espécies evitam habitats com efeito de borda (TABARELLI et al, 2010), enquanto outras parecem proliferar em consequência de menor predação e/ou aumento de recursos disponíveis (WIRTH et al, 2008). Dessa forma, as bordas podem influenciar substancialmente o comportamento, especialmente padrões de dispersão (STRAYER et al, 2003).

A fragmentação de ecossistemas indica efeito de borda na comunidade de artrópodos dentro de fragmentos de habitat (LAURANCE et al, 2002). Efeitos de borda ao longo de áreas de conservação ambiental podem ser desejáveis, pois reforçam a diversidade de artrópodos nas regiões vizinhas (ALBRECHT et al, 2010). Insetos e outros invertebrados aumentam sua diversidade e abundância quanto mais próximos da área de borda (DIDHAM, 1997). Muitas espécies de insetos podem responder diretamente a mudanças microclimáticas e isso pode modificar a composição da comunidade em ambientes de borda (JOKIMÄKI et al, 1998), resultando em diferentes taxa de herbivoria ao longo do gradiente de borda (DIDHAM et al., 1996, MEINERS; HANDEL.; PICKETT, 2000). A composição típica da fauna de insetos em cada região parece responder diferencialmente à área, distúrbios e vários fatores micro-ambientais, em parte devido às diversas espécies comuns ou dominantes e à presença de distintos recursos das plantas (BROWN JR; FREITAS, 2002). Insetos geralmente apresentam elevadas densidades populacionais e diversidade, além de grande variedade de respostas à qualidade e à quantidade de recursos disponíveis, desempenhando importante papel no funciona-

mento dos ecossistemas, atuando como predadores, parasitas, detritívoros, polinizadores etc, dentro de intrincadas redes tróficas. De acordo com Golden e Crist (1999), insetos generalistas são frequentemente capazes de usar diferentes tipos de habitat ou distintas porções de um habitat (borda e interior) com eficiência.

A araucária (*Araucaria angustifolia*. Bertol. Kuntze) classifica determinadas formações da Mata Atlântica como Floresta Ombrófila Mista (MEDEIROS; SAVI; BRITO, 2005), uma região fitogeográfica singular encontrada no sul do Brasil. O objetivo deste trabalho foi verificar a existência do efeito de borda para riqueza, diversidade e composição de espécies de entomofauna em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil.

Material e Métodos

O trabalho foi realizado em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista de 5,88 ha, sob as coordenadas geográficas: 28°54'46"S, 52°56'93"W e altitude de 529 m, em Campos Borges, RS. A área do fragmento é circundada por estrada, banhado e lavoura com cultivo da soja alternada com trigo. Além da araucária, as principais espécies arbóreas encontradas no fragmento são: caroba (*Jacaranda micrantha* Cham.), angico-vermelho (*Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan), canela (*Ocotea* sp.), camboatá (*Matayba elaeagnoides* Radlk.), guajuvira (*Patogonula americana* L.), cabreúva-parda (*Myrocarpus frondosus* Allemão), cedro (*Cedrela fissilis* Vell.), coqueiro-jerivá (*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman), ipê amarelo (*Tabebuia alba* (Cham.) Sandwith), pitangueira (*Eugenia uniflora* L.), branquilho (*Sebastiania commersoniana* (Baill.) Smith & Downs) e urtiga (*Urera baccifera* (L.) Gaudich.).

Para a amostragem, foram realizadas transecções em quatro ambientes (Figura 1): (1) borda entre fragmento florestal e estrada; (2) borda entre fragmento florestal e banhado; (3) borda entre fragmento florestal e lavoura e; (4) centro do fragmento florestal. A distância entre a transecção do centro do fragmento florestal para os demais ambientes variou entre 100 e 110 m. Em cada transecção foram colocados 10 "pit-falls" com capacidade de 500 mL ao nível do solo, distantes 2 m entre si,

com solução 99% água, 1% formaldeído a 4,0% e 2 gotas de detergente para 1 L de solução. As armadilhas permaneceram no campo por 24 h para seis coletas mensais entre novembro de 2008 e abril de 2009. Os insetos foram identificados ao nível de família (BORROR; DeLONG, 1988) após procedimento de triagem no Laboratório de Entomologia

da Universidade de Cruz Alta, Cruz Alta/RS.

A diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equitabilidade de Pielou (J'), bem como o dendograma de porcentagem de similaridade de Bray-Curtis, foram calculadas com auxílio do programa BioDiversity Pro (McALEECE et al, 1997). Para comparação de riqueza de famílias e abundância



Figura 1. Borda entre fragmento florestal e estrada (A); borda entre fragmento florestal e banhado (B) e; borda entre fragmento florestal e lavoura (C), Campos Borges/RS, 11/2008-04/2009.

de indivíduos entre os ambientes ou meses de coleta procedeu-se de acordo com ANOVA, seguida de Teste de Tukey ($p < 0,05$), com auxílio do programa Statistica (versão 5.0, 1997).

Resultados e Discussão

Ao todo, foram coletados 5.826 insetos pertencentes a 78 famílias (Tabela 1). Não ocorreram di-

ferenças significativas para riqueza de famílias ou número de indivíduos entre os ambientes amostrados. O total de famílias em 11 e 12/2008 e 01, 02, 03 e 04/2009 foi, respectivamente, 31, 41, 39, 35, 39 e 43. Já o total de indivíduos para os mesmos períodos foi, respectivamente, 689, 1009, 930, 1100, 1167 e 932. Não ocorreram diferenças significativas entre os meses investigados tanto para riqueza de famílias, quanto para abundância de indivíduos.

Tabela 1. Entomofauna em fragmento de Floresta Ombrófila Mista, Campos Borges/RS, 11/2008-04/2009. BB = Borda-Banhado. BL = Borda-Lavoura. BE = Borda-Estrada. CM = Centro Mata.

Taxa	Família	BB	BL	BE	CM	Total
Diptera	Tipulidae	23	06	05	32	66
	Drosophilidae	03	-	-	01	04
	Muscidae	145	130	105	201	581
	Phoridae	127	123	48	695	993
	Heleomyzidae	107	98	81	138	424
	Dixidae	01	04	-	-	05
	Calliphoridae	07	07	28	06	48
	Chironomidae	01	01	11	-	13
	Tephritidae	01	04	02	41	48
	Tabanidae	03	04	01	11	19
	Dolichopodidae	-	03	-	-	03
	Mycetophilidae	37	13	08	56	114
	Bibionidae	23	04	05	12	44
	Ephydriidae	-	-	01	-	01
	Tachinidae	18	09	01	01	29
	Stratiomyidae	09	07	16	24	56
	Sciomyzidae	-	-	-	04	04
	Simuliidae	03	05	02	03	13
	Asilidae	-	06	-	01	07
	Culicidae	01	-	-	-	01
Ceratopogonidae	-	01	-	-	01	



(Tabela 1. - continuação)

Taxa	Família	BB	BL	BE	CM	Total	
Coleoptera	Scirtidae	02	04	01	02	09	
	Carabidae	15	14	32	50	111	
	Dryopidae	44	19	28	49	140	
	Dytiscidae	01	-	01	-	02	
	Scarabaeidae	34	16	21	28	99	
	Curculionidae	-	-	01	03	04	
	Chrysomelidae	02	03	09	08	22	
	Elmidae	-	-	02	01	03	
	Bostrichidae	-	-	-	01	01	
	Haliplidae	-	-	-	02	02	
	Coccinellidae	03	01	09	03	16	
	Cerambycidae	05	13	10	06	34	
	Elateridae	01	01	01	02	05	
	Dermestidae	32	30	24	58	144	
	Curculionidae	02	03	02	04	11	
	Histeridae	01	-	-	02	03	
	Hydrophilidae	-	02	01	-	03	
	Staphylinidae	-	06	-	-	06	
	Lepidoptera	Noctuidae	-	04	03	-	07
		Hesperiidae	02	-	04	-	06
Papilionidae		02	01	02	-	05	
Zygaenidae		01	01	-	-	02	
Apatelodidae		01	02	-	02	05	
Megalopygidae		01	-	-	-	01	
Saturniidae		05	-	01	-	06	
Notodontidae		01	-	01	-	02	
Nymphalidae		08	09	02	02	21	
Cossidae		02	-	01	-	03	
Coleophoridae		-	-	-	01	01	
Heliozelidae		-	-	-	01	01	
Pieridae		-	02	01	-	03	
Riodinidae		01	-	-	-	01	
Hymenoptera		Formicidae	522	730	432	405	2089
		Tenthredinidae	-	01	03	-	04
	Apidae	03	03	02	05	13	
	Pimplidae	-	01	01	01	03	
	Pteromalidae	-	-	-	01	01	
	Tiphiidae	-	03	03	03	09	
	Tenthredinidae	-	02	01	-	03	
	Mymaridae	-	05	01	-	06	
	Sphecidae	03	-	02	04	09	
	Dermaptera	Labiduridae	95	25	14	123	257
Forficulidae		-	07	-	-	07	
Orthoptera	Tettigoniidae	14	27	25	09	75	
	Acrididae	01	15	04	-	20	
	Gryllidae	33	39	15	14	101	
Hemiptera	Pentatomidae	03	03	02	-	08	
	Mesoveliidae	01	-	01	-	02	
	Nabidae	02	02	04	01	09	
	Reduviidae	-	01	-	-	01	
Homoptera	Cicadellidae	02	-	02	-	04	
	Cercopoidea	-	01	-	01	02	
Blattaria	Blattellidae	-	06	13	18	37	
	Blattidae	-	01	-	-	01	
Siphonaptera	Tungidae	05	02	01	02	10	
Odonata	Coenagrionidae	01	-	-	-	01	
	Odonidae	-	-	01	-	01	
Total		1360	1430	998	2038	5826	



Ao todo, foram identificadas 11 ordens, com destaque para Diptera (2.474 indivíduos e 21 famílias), Hymenoptera (2.137 indivíduos e nove famílias), Coleoptera (618 indivíduos e 18 famílias) e Lepidoptera (64 indivíduos e 14 famílias). Dentre as famílias, Formicidae foi a que apresentou o maior número de indivíduos, com 2.089 representantes (35,86%) (Tabela 1). Três famílias da ordem Diptera também se destacaram em abundância: Phoridae (993 indivíduos; 17,04%), Muscidae (581 indivíduos; 9,97%) e Helioomyzidae (424 indivíduos; 7,28%) (Tabela 1).

Treze famílias se caracterizaram por apresentar apenas um indivíduo: Dolichopodidae, Ephydriidae e Ceratopogonidae (Diptera), Bostrichidae (Coleoptera), Mealopygidae, Riodinidae, Coleophoridae e Heliozelidae (Lepidoptera), Pteromalidae (Hymenoptera), Reduviidae (Hemiptera), Blattidae (Blattaria), Coenagrionidae e Odonidae (Odonata) (Tabela 1). Duarte (2004), ao analisar um fragmento de mata com araucária, verificou que fragmentos pequenos e mais alterados sofrem uma redução acentuada na abundância de diversos grupos da fauna do solo e, paralelamente, processa-se um aumento da abundância de grupos mais tolerantes. Neste sentido, é possível que os grupos menos representativos do presente estudo sejam eliminados na medida em que a disponibilidade de recursos reduza, favorecendo organismos melhores competidores por recursos escassos.

A riqueza de famílias para Borda-Banhado, Borda-Lavoura, Borda-Estrada e Centro do fragmento florestal foi, respectivamente, 51, 54, 55 e 47, as quais não diferiram estatisticamente. As ausências de dife-

renças evidentes para riqueza de famílias ou número de indivíduos entre as áreas de borda e o centro do fragmento deste estudo evidenciam que não há efeito de borda. Laurance et al. (2002) enfatiza que efeitos de borda são por vezes evidentes até 500 m para dentro da floresta, reduzindo seu efeito potencial à medida que a distância entre centro e borda é reduzida. Em nosso estudo, a distância do centro do fragmento para as áreas de borda foi inferior a 110 m, corroborando a informação de Laurance et al. (2002), onde a distância entre centro e borda é insuficiente para apresentar diferenças significativas na composição da entomofauna. O tamanho da área é mais importante que o efeito de borda criado pela fragmentação na predição de respostas da comunidade de artrópodos (WITH; PAVUK, 2011).

Apesar da pequena área arborizada, a riqueza variou entre 47 e 55 famílias nos ambientes deste estudo (considerando os seis meses de amostragem). Além disso, para as coletas mensais em cada ambiente, o número de famílias sempre foi superior a 31. A presença de uma maior riqueza indica que a área pode comportar a comunidade de insetos por oferecer uma estrutura física com formação de diferentes microhabitats (LEIVAS; FISCHER, 2008), o que, neste estudo, é resultante de ambientes lindeiros de usos agrícolas, estradas ou banhados; além de ser um refúgio importante, uma vez que áreas de extensa composição florestal são ausentes em Campos Borges/RS.

A ausência de efeito de borda também é confirmada pela diversidade H' , equitabilidade J' e dominância (Tabela 2). Uma vez que a área analisada

Tabela 2. Diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J') e dominância (k) da entomofauna em fragmento de Floresta Ombrófila Mista, Campos Borges/RS, 11/2008-04/2009. BB = Borda-Banhado. BL = Borda-Lavoura. BE = Borda-Estrada. CM = Centro Mata.

Valores	BB	BL	BE	CM
H'	1,04	0,92	1,05	1,00
J'	0,61	0,53	0,60	0,60
k (%)	38,38	51,05	43,29	34,10

consta de um pequeno fragmento florestal, com ambientes muito próximos, o fluxo de organismos tende a ser constante entre os mesmos, estabelecendo uma relação uniforme entre a oferta de recursos e a ocupação de nichos tróficos e, por consequência, mantendo

uma diversidade equilibrada entre os ambientes.

Formicidae foi o táxon dominante em todos os ambientes, mas apenas para Borda-lavoura apresentou dominância superior a 50,00% (Tabela 2), o que contribuiu para a redução da uniformidade e da di-

versidade deste ambiente; porém, ainda assim, não foi estatisticamente diferente das demais áreas de estudo. A dominância de Formicidae pode estar relacionada a uma maior oferta de recursos alimentares resultantes da heterogeneidade de habitats das áreas de borda. De acordo com Silva et al. (2008), a macrofauna é fortemente influenciada pelas práticas agrícolas, principalmente pela perturbação do ambiente físico e pela modificação da quantidade e qualidade da matéria orgânica, as quais modificam a abundância e a diversidade da comunidade. Estudos focados em sistemas de cultivo têm demonstrado que insetos são muito influenciados pela estrutura da paisagem ao longo de um gama de escalas espaciais (TSCHARNTKE et al, 2005). O aumento da abundância e da diversidade de insetos nas bordas de agricultura é muitas vezes atribuído à proximidade com importantes recursos alternativos de outros ambientes (RAND; TYLIANAKIS; TSCHARNTKE, 2006). Contudo para este estudo, este aumento não foi verificado, uma vez que os valores de diversidade foram similares em todos os ambientes investigados.

O aumento da riqueza e da densidade por si só não são necessariamente os fatores mais importantes do efeito de borda, pois a ocorrência de diferentes taxa pode promover funções ecológicas importantes, como polinização e controle de insetos-praga (ALBRECHT et al., 2010). A par disso, Ferraz (2011) alerta que a fragmentação de um habitat aumenta drasticamente a quantidade de margens, criando diferentes microambientes na borda do fragmento e no interior da floresta, gerando uma área de transição abrupta entre a floresta e o habitat circundante. A degradação excessiva do ambiente natural também

interfere na distribuição da entomofauna (SOARES; COSTA, 2001), onde não apenas a fragmentação da área, mas também usos antrópicos em seu entorno podem ter contribuído com a dominância de Formicidae, especialmente para Borda-Lavoura (Tabela 2).

Almeida, Ribeiro-Costa e Marinoni (1998) afirmam que ambientes centrais abrigam alta diversidade de insetos, já que são mais florestadas e consequentemente possuem uma maior biomassa de serapilheira, disponibilizando maior oferta de recursos. Porém neste estudo ficou claro que devido às dimensões reduzidas do fragmento, não existem diferenças significativas entre o centro e as áreas de borda para diversidade ou distribuição da entomofauna. Em outros trabalhos, o que se verifica é uma maior diversidade em ambientes mais estáveis, geralmente de mata nativa. Uma maior diversidade, uniformidade e riqueza de artrópodes foi verificados em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual por Ferreira e Marques (1998) e Copatti e Daudt (2009) em comparação com monocultura de *Eucalyptus* sp. (Rio Doce/MG) (L'Hér.) e *Pinus elliottii* (Engelm.) (Jaguari/RS), respectivamente, e por Dionísio et al. (2012) em fragmento de Floresta Subtropical Perenifólia em comparação com monocultura de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) (Colorado/PR). Da Silva, Garcia e Vidal (2008) verificaram em um ecótono mata e campo em Bagé/RS que a área de mata apresentou maior número de espécies e indivíduos de Scarabaeidae (Coleoptera) do que as áreas de campo e borda.

Por outro lado, Lopes, Blochtein e Ott (2007) verificaram alta diversidade de insetos visitantes florais decorrente do efeito de borda causado pelos talhões

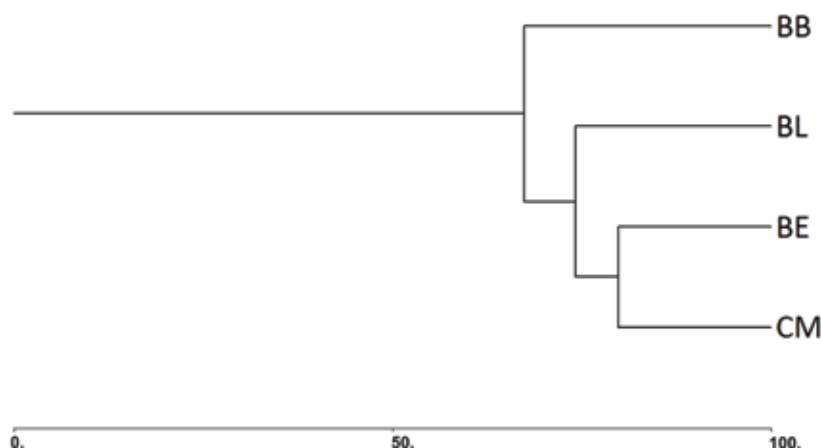


Figura 1. Dendrograma de porcentagem de similaridade de Bray-Curtis da entomofauna de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, Campos Borges/RS, 11/2008-04/2009. BB = Borda-Banhado. BL = Borda-Lavoura. BE = Borda-Estrada. CM = Centro Mata.



de *Eucalyptus* sp. (Triunfo, RS). Magura; Tóthmérész e Molnár (2001) argumentam que a diversidade de carabídeos é maior em bordas do que no interior de florestas. Acredita-se que os efeitos de borda são responsáveis por taxas elevadas de oviposição de borboleta em plantas hospedeiras ao longo das bordas do fragmento (COURTNEY; COURTNEY, 1982). O abandono de agroflorestas de café encoraja comunidades de insetos a ocupar bordas de habitat, aumentando a abundância e a diversidade em relação a áreas centrais (RICHTER, 2007). A riqueza e a diversidade para insetos galhadores é maior nas bordas da floresta do que no seu interior devido ao aumento do estresse das plantas e à redução de ataque de inimigos naturais (ARAÚJO et al, 2011; ARAÚJO; ESPÍRITO-SANTO FILHO, 2012).

Os resultados apresentados demonstram a ausência de efeito de borda, o que também é verificado pelo dendograma Bray-Curtis (Figura 1), onde a similaridade entre os ambientes foi de 67,39%. Porém se consideradas apenas as áreas de borda, a similaridade é de 74,13%, tendo Borda-Banhado e Borda-Lavoura a maior similaridade (79,86%).

É possível que ambientes mais estáveis, com maior oferta de habitat e refúgios, sustentem uma maior diversidade de entomofauna. Aumentar a densidade de borda em terras agrícolas, através da preservação e restauração dos habitats naturais, pode promover a diversidade e a abundância de insetos polinizadores (KLEIN; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2003; RICKETTS, 2004; CHACOFF; AIZEN, 2006). Paoletti et al. (1999) avaliaram diferentes ambientes e constataram que insetos e demais representantes do Filo Arthropoda se agrupam de acordo com seu grupo trófico e com os sistemas que lhes disponibilizem melhores condições de manutenção, entretanto, estão fortemente ligados às unidades de paisagem que circundam estes ambientes, evidenciando desta forma, que práticas agroflorestais e conservacionistas devem buscar heterogeneidade nos ambientes periféricos.

Conclusão

Nossos resultados sugerem que muitas das famílias de insetos encontradas têm apresentado tolerância aos efeitos de fragmentação e usos antrópicos, podendo grupos mais raros vir a ser eliminados. Diversidade, riqueza e distribuição da entomofauna não

demonstraram existência de efeito de borda, sendo estas dependentes dos recursos disponíveis no fragmento florestal e seu entorno.

Agradecimentos

Agradecemos a Fabrício Andrei de Abreu Veríssimo pelo auxílio na identificação dos exemplares.

Referências

ALBRECHT, M. et al. Effects of ecological compensation meadows on arthropod diversity in adjacent intensively managed grassland. *Biological Conservation*, New York, v. 143, n. 3, p. 642-649, 2010.

ALMEIDA, L. M.; RIBEIRO-COSTA, C. S.; MARI-
NONI, L. Manual de Coleta, Conservação, Montagem e Identificação de Insetos. Ribeirão Preto: Holos, 1998. 88p.

ARAÚJO W. S. et al. Diversity of galling insects in *Styraxpohlii* (Styracaceae): edge effects and use as bioindicators. *Revista de Biología Tropical*, San José, v. 59, n. 4, p. 1589-1597, 2011.

ARAÚJO W. S.; ESPÍRITO-SANTO FILHO, K. Edge effect benefits galling insects in the Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation*, New York, v. 21, n. 11, p. 2991-2997, 2012.

BORROR, D. J.; DELONG, D. M. Introdução ao estudo dos insetos. São Paulo: Edgar Blücher, 1988. 635p.

BROWN JR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation*, New York, v. 6, n. 4, p. 217-231, 2002.

CHACOFF, N. P.; AIZEN, M. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering pre montane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, London, v. 43, n. 1, p. 18-27, 2006.

COPATTI, C. E.; DAUDT, C. R. Diversidade de artrópodes na serrapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii*. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 31, n. 1, p. 95-113, 2009.



- COURTNEY, S. P.; COURTNEY, S. The 'edge-effect' in butterfly oviposition: causality in *Anthocharis cardamines* and related species. *Ecological Entomology*, London, v. 7, n. 2, p. 131-137, 1982.
- DA SILVA, P. G.; GARCIA, M. A. R.; VIDAL, M. B. Besouros copro-necrófagos (Coleoptera: Scarabaeidae stricto sensu) coletados em ecótono natural de campo e mata em Bagé, RS. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 71-91, 2008.
- DIDHAM, R. K. et al. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, New York, v. 11, n. 6, p. 255-260, 1996.
- DIDHAM, R. K. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERRE-GAARD JR, R. O. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 55-70.
- DIONÍSIO, J. A. et al. Macrofauna edáfica em lavouras de cana-de-açúcar e mata no noroeste do Paraná - Brasil. *Semina*, Londrina, v. 33, n. 1 p. 7-18, 2012.
- DUARTE, M. M. Abundância de microartrópodes de solo em fragmentos de mata com araucária no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 94, n. 2, p. 163-169, 2004.
- FERRAZ, A. C. P. Efeitos de borda em florestas tropicais sobre artrópodes, com ênfase nos dípteros cicloraídeos. *Oecologia Australis*, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 189-198, 2011.
- FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. M. G. S. M. A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea. *Anais Sociedade Entomológica Brasil*, Londrina, v. 27, n. 3, p. 395-403, 1998.
- GOLDEN, D. M.; CRIST, T. O. Experimental effects of habitat fragmentation on old-field canopy insects: community, guild and species responses. *Oecologia*, New York, v. 118, n. 3, p. 371-380, 1999.
- JOKIMÄKI, J. et al. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research*, Ottawa, v. 28, n. 7, p. 1068-1072, 1998.
- KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, London, v. 270, n. 1518, p. 955-961, 2003.
- LAURANCE, W. F. et al. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, Hoboken, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.
- LEIVAS, F. W. T.; FISCHER, M. L. Avaliação da composição de invertebrados terrestres em uma área rural localizada no município de Campina Grande do Sul, Paraná, Brasil. *Biotemas*, Florianópolis, v. 21, n. 1, p. 65-73, 2008.
- LOPES, L. A.; BLOCHTEIN, B.; OTT, A. P. Diversidade de insetos antófilos em áreas com reflorestamento de eucalipto, Município de Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 97, n. 2, p. 181-193, 2007.
- MAGURA, T.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; MOLNÁR, T. Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation*, New York, v. 10, n. 2, p. 287-300, 2001.
- McALEECE, N. et al. *Biodiversity Professional Software*. Beta-Version. London: The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences, 1997.
- MEDEIROS, J. D.; SAVI, M.; BRITO, B. F. A. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. *Biotemas*, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 33-50, 2005.
- MEINERS, S. J.; HANDEL, S. N.; PICKETT, S. T. A. Tree seedling establishment under insect herbivory: edge effects and inter annual variation. *Plant Ecology*, New York, v. 151, n. 2, p. 161-170, 2000.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology &*



Evolution, New York, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

PAOLETTI, M. G. et al. Arthropods as bioindicators in agroecosystems of Jiang Han Plain, Qianjiang City, Hubei China. *Critical Reviews in Plant Sciences*, London, v. 18, n. 3, p. 457-465, 1999.

RAND, T. A.; TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters*, Hoboken, v. 9, n. 5, p. 603-614, 2006.

RICHTER, A. et al. Abandonment of coffee agroforests increases insect abundance and diversity. *Agroforestry Systems*, Ohio, v. 69, n. 3, p. 175-182, 2007.

RICKETTS, T. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology*, London, v. 18, n. 1, p. 1-10, 2004.

SILVA, R. F. da et al. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado. *Acta Scientiarum. Agronomy*, Maringá, v. 30, n. 3, p.725-731, 2008.

SOARES, M. I. J.; COSTA, E. C. Fauna do solo em áreas com *Eucalyptus* spp. e *Pinus elliottii*, Santa Maria, RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 11, n. 1,

p. 29-43, 2001.

STRAYER, D. L. et al. A classification of ecological boundaries. *BioScience*, Washington, v. 53, n. 8, p. 723-729, 2003.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, New York, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, Hoboken, v. 8, n. 8, p. 857-874, 2005.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, London, v. 33, n. 2, p. 200-209, 1996.

WIRTH, R. et al. Plant-herbivore interactions at the forest edge. *Progress in Botany*, New York, v. 69, n. 1, p. 423-448, 2008.

WITH, K. A.; PAVUK, D. M. Habitat area trumps fragmentation effects on arthropods in an experimental landscape system. *Landscape Ecology*, Wolverhampton, v. 26, n. 6, p. 1035-1048, 2011.



Análise comportamental da comunidade de peixes em trilha aquática no rio Olho D'Água, Jardim, Mato Grosso do Sul

Behavioral analyses of a fish community in the aquatic trail on the river
Olho D'Água, Jardim, Mato Grosso do Sul, Brazil

Marianne Nunes Ferreira^a
Luciana Paes de Andrade^{b,1}

Resumo

A região de Bonito, Mato Grosso do Sul, desponta no Brasil como referência nacional no ecoturismo. A atividade mais procurada é a trilha aquática por flutuação que promove contemplação da fauna e interação do turista com a natureza. Por causa dessa procura, são necessárias metodologias que reduzam os impactos da atividade turística, como por exemplo, a avaliação comportamental da comunidade de peixes presentes e índice da integridade biótica que podem demonstrar a dimensão dos impactos antrópicos. Este trabalho teve como objetivo avaliar se a atividade turística de flutuação causa impactos na ictiofauna presente a partir da observação das espécies de peixes existentes. Foram realizadas quatro etapas de campo para observação da ictiofauna sendo registrados a abundância e os comportamentos dos animais em seu hábitat natural, comparando dois ambientes, sendo uma área comumente frequentada pelos turistas (área ativa) e uma onde sua circulação é proibida (área inativa). Tal ferramenta é especialmente importante para que ações de manejo e uso sustentável da biodiversidade dos rios do Planalto da Bodoquena sejam monitoradas, reduzindo o impacto causado pelo ecoturismo. O estudo mostrou por meio da análise do comportamento da ictiofauna que no ambiente ativo a interferência dos visitantes corrobora no distúrbio da rotina comportamental dos indivíduos encontrados nesse trecho do rio, além de causar danos na estrutura do ambiente, o que não acontece no ambiente inativo onde não há presença dos visitantes. A avaliação da integridade biótica do local estudado revelou classificação excelente, fornecendo diagnóstico do grau de conservação do ambiente.

Palavras-chave: Ecoturismo; Impactos; Ictiofauna; Planalto da Bodoquena, Monitoramento.

Abstract

The region of Bonito, state of Mato Grosso do Sul, is known throughout Brazil as a national reference in ecotourism. The most sought activity is the aquatic trail by fluctuation which promotes contemplation of the fauna and interaction between the tourist and the nature. Because of this demand, methodologies to reduce the impacts of the tourist activity are necessary, for example, behavioral assessment of the community of fishes and of the biotic integrity that can demonstrate the dimension of anthropical impacts. This work aimed to evaluate if the touristic activity of fluctuation causes impacts on the present ichthyofauna by observing the species of existing fishes. Four field trips for the observation of the ichthyofauna were held, which registered the abundance and the behaviors of the animals in their natural habitat, comparing two environments, being one area commonly visited by tourists (active area) and one where circulation is forbidden (inactive area). Such tool is especially important so that actions of handling and sustainable use of the biodiversity of the rivers in the Bodoquena Plateau are monitored, reducing the impact caused by the ecotourism. The study showed through analysis of the behavior of the ichthyofauna that in the active environment the visitor's interference affects the behavior routine of the individuals found in this stretch of the river, besides causing damages to the environment structure, which doesn't happen in the inactive environment where there is no visitors' presence. Assessment of biotic integrity of the site studied showed excellent evaluation, providing a diagnosis of the degree of conservation of the environment.

Keywords: Ecotourism; Impacts; Ichthyofauna; Bodoquena Plateau, Monitoring.

^a Acadêmica do Curso de Ciências Biológicas, Universidade Anhanguera-Uniderp

^b Docente do Curso de Ciências Biológicas, Universidade Anhanguera-Uniderp

¹ Autor para correspondência (*Author for correspondence*): Luciana Paes de Andrade - andradelp@uol.com.br - Projeto Peixes de Bonito, Rua Alexandre Herculano, 1400 - Jd Veraneio - 79037-280 Campo Grande - MS - Brasil.



Introdução

A demanda por atividades turísticas ligadas à natureza tem aumentado muito nos últimos anos e cresce proporcionalmente a necessidade de concepção de metodologias que a torne sustentável e participativa, notadamente em áreas ecológica e culturalmente frágeis (SILVA; PINTO; GOMES, 2008).

A região de Bonito é referência em ecoturismo no país, por apresentar águas cristalinas, fato devido à formação geológica do local, que integra rochas carbonáticas muito puras, formando rios cuja visibilidade permite observar, com nitidez, a ictiofauna e a flora aquática que habitam as suas águas cristalinas (BOGGIANI, 1999).

Dentre as atividades que compõem o ecoturismo, encontra-se a prática da exploração de trilhas terrestres e trilhas aquáticas, que devem ser planejadas de modo a permitir a contemplação da fauna e da flora, proporcionando experiências que provocam a percepção, levando à interação turista/natureza (ANDRADE, 2009; SABINO; ANDRADE, 2003).

Conforme destacam Fontoura e Simiqueli (2006), o uso das trilhas pelos visitantes pode provocar alteração e destruição dos habitats da flora e fauna, fuga de algumas espécies animais, erosão, alteração dos canais de drenagem da água, compactação do solo pelo pisoteio e a redução da regeneração natural de espécies vegetais.

Atividades turísticas que envolvam mergulho e/ou flutuação em cursos d'água podem comprometer aspectos ecológicos das comunidades de peixes caso a atividade não seja realizada dentro de princípios de mínimo impacto (NEGRI, 2009). Por se tratarem de ecossistemas frágeis, tais perturbações decorrentes dessas atividades podem provocar alterações que afetam apenas um indivíduo ou podem chegar até ao nível de comunidade, com consequentes perdas de biodiversidade (SABINO; ANDRADE, 2003), afetando também a interação dos organismos presentes como o seu habitat. Para tentar reduzir os impactos negativos causados pela prática do ecoturismo, criam-se ferramentas que possam auxiliar na percepção dessas alterações.

Como os rios estão sujeitos a numerosas variações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antrópicos (CAIRNS et al., 1993, apud BUSS et al., 2003). Portanto, através de parâmetros biológicos como a observação da ictiofauna presente associada ao conhecimento da biologia e

ecologia das espécies, é possível saber se o ambiente está sofrendo perturbações ou alterações. Uma vez que o comportamento dos peixes é norteado por necessidades elementares como encontrar alimento, acasalar e evitar predadores (LEAL, 2009), qualquer impacto negativo no habitat poderá interferir no hábito desses organismos.

No que diz respeito a parâmetros biológicos o Índice de Integridade Biótica, atualmente considerado como um conjunto de índices multimétricos analisa os efeitos de vários impactos e adiciona medidas biológicas particulares em um único valor que pode ser usado para avaliar a condição geral de um ambiente (HERING et al., 2006 apud OLIVEIRA; CASTRO; e BAPTISTA, 2008).

Karr (1981) define o Índice de Integridade Biótica (IIB), como integrador dos fatores ecológicos e ambientais, e tem demonstrado capacidade de avaliar a dimensão do tipo de perturbação, uma vez que apresenta dados sobre a integridade das comunidades que vivem nestes ambientes e atribui um grau para os impactos em sua diversidade e estrutura.

Muitos autores propuseram adaptações para o uso do Índice de Integridade Biótica (IIB) usando comunidades de peixes como ferramenta padrão em monitoramento de rios e lagos (NEGRI, 2009). As vantagens do uso de comunidade de peixes como bioindicadores foram enumeradas inicialmente por Karr (1981) e corroboradas ou complementadas posteriormente por outros autores (e.g., LYONS et al., 1995; FLOTEMERSCH; STRIBLING; PAUL, 2006; ARAÚJO, 1998), que citam a posição dos peixes no topo da cadeia alimentar como fato que favorece a uma visão integrada do ambiente aquático em relação a outros indicadores de qualidade de água, como diatomáceas e invertebrados. Além disso, os peixes são relativamente fáceis de serem identificados e estudados. Essas vantagens colocam a ictiofauna em posição de destaque chamando a atenção para alterações nas condições de qualidade de água dos ambientes.

Essa ferramenta é especialmente útil em uma região como o Planalto da Bodoquena, cujos ambientes aquáticos necessitam de informações para gestão e uso sustentável em decorrência das pressões inerentes da visitação pública (SABINO; ANDRADE, 2003; TERRA; SABINO, 2007), sendo os estudos de adaptação de IIB nessa região em fase inicial.

Portanto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar se a atividade turística de flutuação causa impac-

tos na ictiofauna a partir da observação das espécies de peixes. Neste sentido, a adaptação do Índice de Integridade Biótica é proposta como um instrumento de avaliação de qualidade ambiental local, usando a comunidade de peixes como bioindicadores, de modo a guiar decisões quanto ao uso sustentável da atividade de trilha aquática.

Material e Métodos

A Fazenda Cabeceira do Prata localiza-se as margens da Rodovia BR-267, km 518, município de Jar-

dim, Mato Grosso do Sul. Possui área total de 1.431,5 ha, sendo 286,3 ha de Reserva Legal, contida na área da RPPN da propriedade, com 307,5 ha (Deliberação CECA/MS Nº 001-99, de 27 de abril de 1999).

O Rio Olho D' Água insere-se na sub-bacia do Rio Miranda (BRASIL, 1997), possui 1450 m de extensão, localiza-se inteiramente dentro da RPPN, sendo afluente da margem direita do Rio da Prata. Logo abaixo das nascentes principais (chamada localmente de "berçário"), localiza-se um lago fluvial de aproximadamente 800m² conhecido como "nascente", de onde se inicia a atividade turística de flutuação.

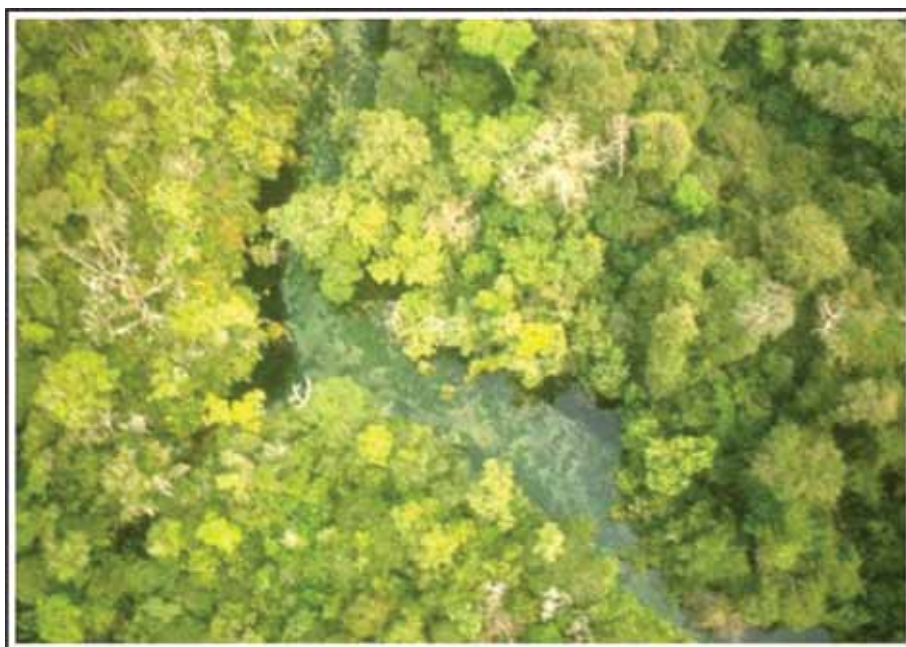


Figura 1. Fotografia aérea de um trecho do Rio Olho D' Água (21°26.299' S 056° 26.711' W), município de Jardim, Mato Grosso do Sul, com destaque para a transparência da água e mata ciliar conservada. Foto: José Sabino (2004).



Figura 2. Flutuação no Rio Olho D' Água, modalidade de mergulho livre, de pequena profundidade. Foto: Banco de imagens Fazenda Cabeceira do Prata.

Com a finalidade de elaboração desta pesquisa, foram utilizadas pesquisas bibliográficas de caráter histórico, das quais foram extraídas as evoluções da atividade turística no tempo e nos espaços delimitados pela região em estudo.

Em complementação aos dados inicialmente obtidos, foi feita uma viagem exploratória à referida fazenda, inclusive com um passeio de flutuação, a fim estabelecer contato com o ambiente a ser estudado, propiciando a observação direta do problema.

Para a observação da ictiofauna do Rio Olho D' Água, foram realizadas quatro etapas de campo (abril, junho, julho e setembro de 2010). A ativida-

de de campo foi realizada por dois pesquisadores, envolvendo observações naturalísticas (LEHNER, 1998; SABINO, 1999), sendo registrados a abundância e os comportamentos dos animais em seu habitat natural.

Para a realização das observações comportamentais foram delineados dois transectos lineares de 20 m de extensão, subdivididos em 10 quadrantes de 2x2 m (total de 40 m²) com o auxílio de estacas fixadas no leito do rio, sendo uma área comumente frequentada pelos turistas (área ativa) e uma onde sua circulação é proibida (área inativa).

A pesquisa envolveu o método de registro por

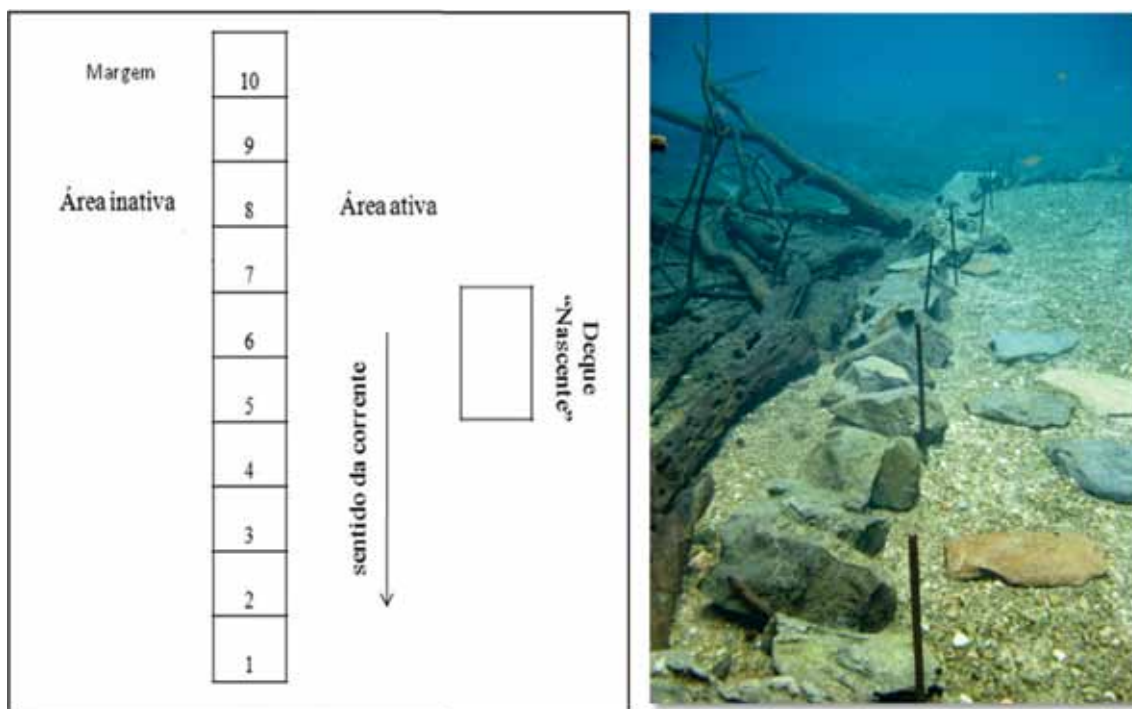


Figura 3. Definição dos quadrantes de observação com estacas fixadas no leito do Rio Olho D' Água, Jardim, Mato Grosso do Sul (Foto: Marianne Nunes Ferreira).

varredura ou "scan sampling" (ALTMANN, 1974), com amostragem instantânea, associado à técnica do mergulho livre e equipamento fotográfico digital, de modo similar ao descrito por Sabino (1999). Para tanto, foram feitas varreduras em três períodos do dia durante uma hora (06:00h às 07:00h, 12:00h às 13:00h e 16:00h às 17:00h), subdivididos em 30min em cada transecto, a fim de registrar a atividade de todos os indivíduos no instante em que eram avistados pelo observador. Foram registrados dados referentes ao número de animais visíveis e seus respectivos comportamentos, categorizados como estacionário, deslocamento (animal nadando), forrageamento (comportamento associado à procura e

obtenção de alimento), agonístico e patrulha (animal em estado de alerta).

O equipamento utilizado para as observações constou de máscara semi-facial, com grande campo visual, snorkel e roupa isotérmica de neoprene, para proteção das baixas temperaturas, riscos de lesões e choques mecânicos, comuns em riachos de fundo rochoso. Para registrar as observações subaquáticas contou-se com o auxílio de uma placa de acrílico branco, um cronômetro e um lápis para as anotações. Também houve o emprego de equipamento fotográfico digital, protegido por caixa estanque. A documentação fotográfica de peixes de riachos auxilia na interpretação dos dados comportamentais



e é útil em apresentações ou publicações científicas (SABINO, 1999, 2009).

As observações comportamentais foram direcionadas a espécies abundantes nos ambientes amostrados, facilmente reconhecidas no campo, constando na literatura estudos sobre sua ecologia que servem como indicadores da qualidade do ambiente, tais como: *Prochilodus lineatus* Valenciennes 1847, *Leporinus friderici* Bloch 1794, *Leporinus obtusidens* Valenciennes 1837, *Crenicichla lepidota* Heckel 1840, *Brycon hilarii* Valenciennes 1850, *Piaractus mesopotamicus* Holmberg 1887 e *Salminus brasiliensis* Cuvier 1816.

O IIB neste estudo aplicado ao Planalto da Bodoquena foi adaptado por Negri (2009) a partir

dos métodos delineados por Karr (1981), Araújo (1998), Terra (2004) e Ferreira e Casatti (2006), no qual ambientes foram descritos em quatro classes de qualidade de água: excelente, bom, regular e pobre (Tabela 1). Na ictiofauna do Mato Grosso do Sul predominam espécies das ordens Characiformes e Siluriformes seguidas de Perciformes e Gymnotiformes (BRITSKI; SILIMON; LOPES, 2007). Ferreira e Casatti (2006) consideram que, de maneira geral, o percentual de abundância das ordens Characiformes e Siluriformes tende a ser maior, em lugares conservados. Esse índice baseou-se em vários atributos da comunidade de peixes e teve como objetivo a avaliação dos efeitos da alteração da biota aquática.

Os atributos adaptados por Negri (2009) ao Pla-

Tabela 1. Descrições de categorias de integridade biótica empregadas no presente estudo adaptadas a partir de Karr (1981), Araújo (1998), Terra (2004), Ferreira e Casatti (2006).

Classes de Integridade	Atributos
Excelente (45 – 60)	Comparável às condições naturais e consideradas minimamente impactados. Espécies regionalmente esperadas para o hábitat apresentando várias classes de tamanho; estrutura trófica balanceada.
Bom (30 – 44)	Redução da riqueza de espécies, um tanto abaixo da expectativa, especialmente devida à perda de grupos mais intolerantes, com algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Regular (20 – 29)	Sinais de deterioração com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
Pobre (0 – 19)	Dominada por onívoros e espécies tolerantes à poluição em hábitat; poucos carnívoros; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.

nalto da Bodoquena tiveram como referência o Plano de Manejo da Unidade de Conservação, realizado por Sabino e Andrade (2006). De acordo com os dados em situação ótima do ambiente foram adaptados aos atributos necessários para a avaliação do IIB, apresentados no local do estudo.

Assim após definir o conjunto de atributos, foram determinados escore superior e inferior para cada atributo. O escore superior representa 75% ou mais da condição encontrada nas referências; o escore inferior corresponde a 25% ou menos da condição encontrada nas referências. Ao primeiro caso é dada a nota 5; ao segundo caso, nota 1; condições

intermediárias, ou seja, entre 75 e 25% das encontradas nas referências, recebem nota 3 (FERREIRA; CASATTI, 2006). Os escores utilizados nesse estudo podem ser observados na tabela 2, a seguir.

Para se avaliar os reais danos antrópicos causados aos ambientes aquáticos, são necessárias adaptações em atributos já utilizados ou elaboração de novos atributos, de acordo com as características fisiográficas da região e da biota local (FERREIRA; CASATTI, 2006). Para o presente estudo, considerando a alta riqueza da ictiocenose local, foi estabelecido para riqueza de espécies no Rio Olho D'Água, como 56, o número de espécies que podem



Tabela 2. Atributos biológicos de comunidades de peixes e pontuações, utilizados na avaliação da integridade biótica do Rio Olho D'Água, município de Jardim, Mato Grosso do Sul adaptadas a partir de Karr (1981), Araújo (1998), Terra (2004), Ferreira e Casatti (2006).

Atributos	Pontuação		
	5	3	1
Riqueza e composição de espécies			
Riqueza total de espécies	> 25	15 – 25	< 15
Número de espécies de Characiformes	> 15	10 – 15	< 10
Número de espécies de Siluriformes	> 20	15 – 20	< 15
Número de espécies de Perciformes	> 2	01 – 02	0
Número de espécies de Gymnotiformes	>2	01 – 02	0
Composição trófica			
Número de categorias tróficas	> 4	2 – 3	1
Percentual de invertívoros	> 2%	1%	0
Percentual de onívoros	< 20%	20 – 45%	> 45%
Percentual de carnívoros de topo ou piscívoros	> 2%	1 – 2%	0%
Atividade comportamental e integridade			
Percentual de indivíduos indicadores forrageando na área ativa	> 20%	10 – 20%	< 10%
Percentual de indivíduos indicadores forrageando na área inativa	> 10%	5 – 10%	< 5%
Percentual de espécies de piracema	> 10%	5 – 10%	0%

ser encontradas em uma situação ótima do ambiente (SABINO; ANDRADE, 2006).

No presente estudo, também se utilizou como critério o número de espécies Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes, número de categorias tróficas, percentual de invertívoros e espécies reofilicas também ditas de piracema. Ao mesmo tempo, se aplicou o uso do comportamento animal como ferramenta de avaliação de qualidade ambiental.

Resultados e Discussão

A comunidade de peixes apresenta numerosas vantagens como organismos indicadores nos programas de monitoramento biológico, citando dentre estas a disponibilidade de informações sobre o ciclo de vida de grande número de espécies, por incluírem uma variedade de níveis tróficos (onívoros, herbívoros, insetívoros, planctívoros, carnívoros) compreendendo alimentos tanto de origem aquática como terrestre (ARAÚJO, 1998).

Durante essa pesquisa foram observados, no total 1004, indivíduos, amostrados em 12 horas de observação para cada ambiente: área ativa e área inativa. O esforço amostral totalizou quatro dias de contato com os animais, nos meses de junho, julho, agosto e setembro.

As frequências de indivíduos de cada espécie com os seus respectivos comportamentos observadas na área inativa, nos períodos manhã, meio-dia e final de tarde, estão representados nas figuras 5, 6, e 7.

Ao analisar os gráficos, é possível verificar que nesse ambiente temos maior ocorrência de indivíduos, total de 616 peixes observados. O substrato é composto por partículas orgânicas e presença de bancos de macrófitas. No local não há interferência humana e encontra-se próximo à floresta ripária preservada, o que contribui com material alóctone, favorecendo a alimentação de algumas espécies. A presença de galhos e restos de árvores promovem a deposição de detritos e fornecem abrigo, contribuindo com o aumento da diversidade de habitats e justificando o maior número de indivíduos.

No ambiente inativo é a espécie predominante é *Crenicichla lepidota*, que exhibe repertório comportamental elaborado, como construção de ninho, cuidados parentais e defesa de território. A espécie, também pode indicar ambientes aquáticos conservados, visto ser sensível a pressões ambientais (SABINO; ANDRADE, 2003). São peixes da ordem Perciformes, família Cichlidae, que de acordo com Britski, Silimon e Lopes (2007), possuem hábitos diurnos e têm preferência por ambientes lênticos. Este padrão é corroborado pela observação de que a atividade de forrageamento se reduzir do período da manhã ao

Figura 5: Representação das observações dos comportamentos das espécies utilizadas como bioindicadores, no período manhã, área inativa, no Rio da Prata, Jardim, Mato Grosso do Sul.

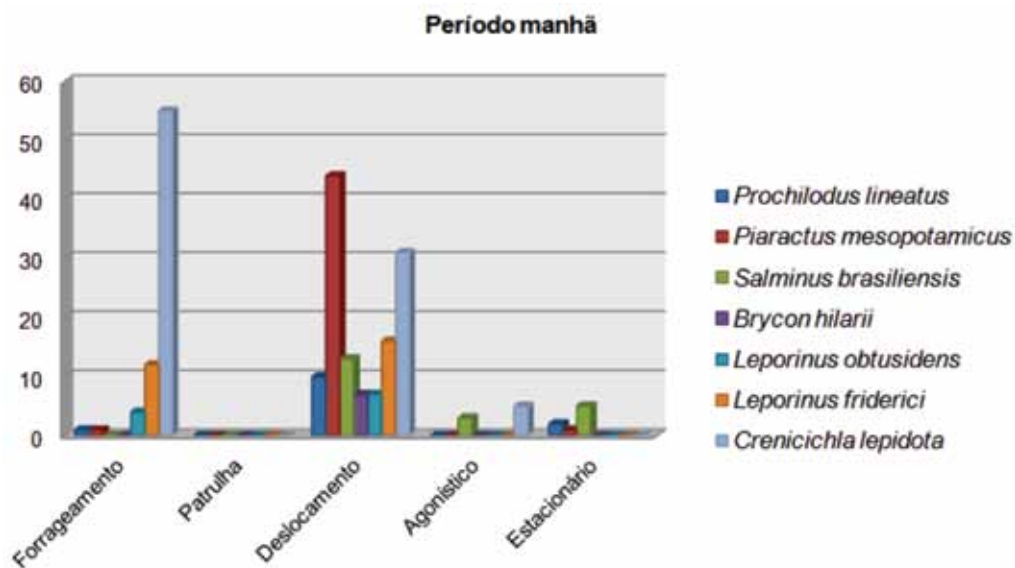


Figura 6: Representação das observações dos comportamentos das espécies utilizadas como bioindicadores, no período meio-dia, área inativa, no Rio da Prata, Jardim, Mato Grosso do Sul.

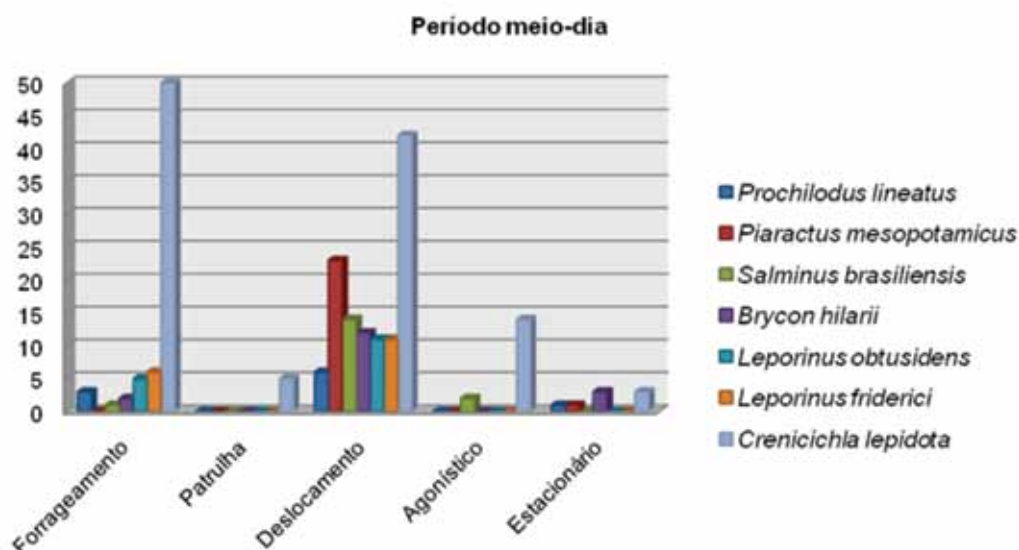
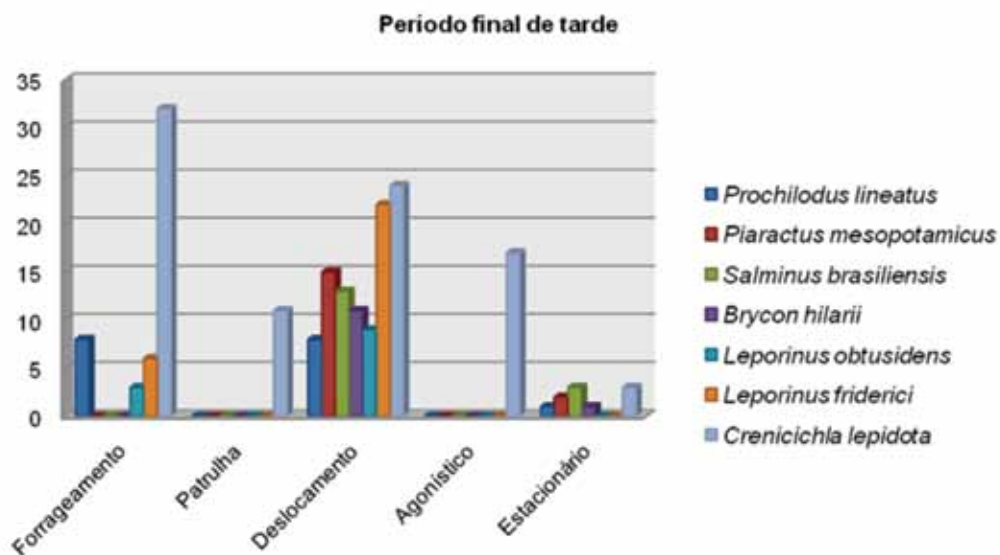


Figura 7: Representação das observações dos comportamentos das espécies utilizadas como bioindicadores, no período final de tarde, área inativa, no Rio da Prata, Jardim, Mato Grosso do Sul.





período final da tarde.

Nesse ambiente se observa com frequência o comportamento de deslocamento. *Crenicichla lepidota* se destaca pela sua abundância, enquanto em *Piaractus mesopotamicus* o forrageamento é mais intenso no período manhã, momento os indivíduos saem da nascente e descem o rio a procura alimento. O forrageamento ocorre nas margens do, onde os indivíduos se beneficiam do alimento proveniente da vegetação ripária.

Também é possível notar nesse ambiente a presença do *Salminus brasiliensis* pertencente à subfamília Salmininae sendo peixes predadores, vorazes (BRITSKI; SILIMON; LOPES, 2007). De acordo com Araújo (1998), a presença de carnívoros é um fator importante que contribui para a qualidade ambiental. Sabino e Andrade (2003) ressaltam que a presença constante de espécies de topo na cadeia alimentar (e.g., *S. brasiliensis*), assim como espécies residentes que tenham processos reprodutivos em biótopos delicados na área da nascente (e.g., *Crenicichla lepidota*) indicam elevado grau de salubridade dos ambientes estudados.

Foi observada também na margem, principalmente no final da tarde, a espécie *Prochilodus lineatus*, que pode servir como indicador da qualidade ambiental, por se alimentar de partículas orgânicas do leito do rio (SABINO; ANDRADE, 2003), além duas espécies representantes do gênero *Leporinus* (*L. friderici* e *L. obtusidens*) que possuem hábito onívoro, alimentando-se de insetos, restos de peixes e vegetais (SANTOS, 2000). Estas, porém não foram tão frequentes na margem direita onde foi realizado o estudo, mas sim na margem esquerda.

Na nascente, onde foi realizado o estudo, não foi tão frequente a presença da espécie *Brycon hillarii*, como observado nas Figuras 5 a 7.

Nesse ambiente o comportamento de patrulha é menos frequente se compararmos com a área ativa. Este padrão pode ser decorrente da interferência dos turistas no local.

As frequências de indivíduos de cada espécie com os seus respectivos comportamentos observadas na área ativa, nos períodos manhã, meio-dia e final de tarde, estão representados nas figuras 8, 9 e 10.

Analisando os gráficos é possível verificar que nesse ambiente temos menor ocorrência de indivíduos (total de 388 peixes observados). A área ativa é onde os turistas começam a flutuação. Durante o

passeio de flutuação os turistas não podem pisar no fundo do rio para não causar impactos no ambiente, porém há um único local onde pode haver esse comportamento de ficar em pé ou tocar no fundo do rio, sendo esse local o ponto deste estudo.

Portanto, nesse ambiente o substrato é constantemente revolvido pela passagem dos visitantes, o que provoca a redução de matéria orgânica presente no leito que é suspenso e transportado pela corrente (NEGRI, 2009). Verifica-se também menor frequência de macrófitas que foram removidas pela ação dos turistas, prejudicando ou restringindo a oferta de alimento para os peixes.

Como pode ser observado, o impacto da visitação influencia na frequência de forrageamento, que diminui nesse ambiente, padrão que é confirmado pela literatura existente. Sabino e Andrade (2003) relataram por exemplo, que em seus estudos de monitoramento ambiental no Rio Baía Bonita na região da Bodoquena, que espécies de peixes mais sensíveis diminuíram suas populações ou mesmo desapareceram após oito anos de visitação intensiva da área e que plantas aquáticas tiveram suas populações sensivelmente alteradas, muito provavelmente em decorrência do trânsito de visitantes em pontos mais delicados e rasos do rio. Algumas espécies, como a *Crenicichla lepidota* e *Prochilodus lineatus*, ainda tentam forragear nessa área principalmente quando os turistas, através de seus movimentos, levantam o sedimento. Observou-se, entretanto, que estes indivíduos não têm sucesso em obter alimento.

É evidente o aumento de patrulha nesse ambiente, especialmente nas espécies que possuem cuidado parental, uma vez que os turistas são “invasores” nesse ambiente, podendo prejudicar os ninhos e as formas juvenis, o que não acontece no ambiente inativo.

O período de maior atividade turística (meio-dia) coincide com o aumento da patrulha e o deslocamento, quando os peixes esquivam dos turistas para encontrar um local mais calmo, procurando as margens. Quando ocorre a diminuição da presença dos turistas no local, no período final de tarde, os peixes voltam a nadar no ambiente ativo.

Isso mostra como a presença humana, a atividade turística, pode afetar na rotina comportamental dos indivíduos que habitam o rio. Estudos naturalísticos, com observações subaquáticas, permitem um conhecimento refinado da ictiofauna. Desta forma, estudos sobre o modo de vida dos peixes, a presença destas

Figura 8: Representação das observações dos comportamentos das espécies utilizadas como bioindicadores, no período manhã, área ativa, no Rio da Prata, Jardim, Mato Grosso do Sul.

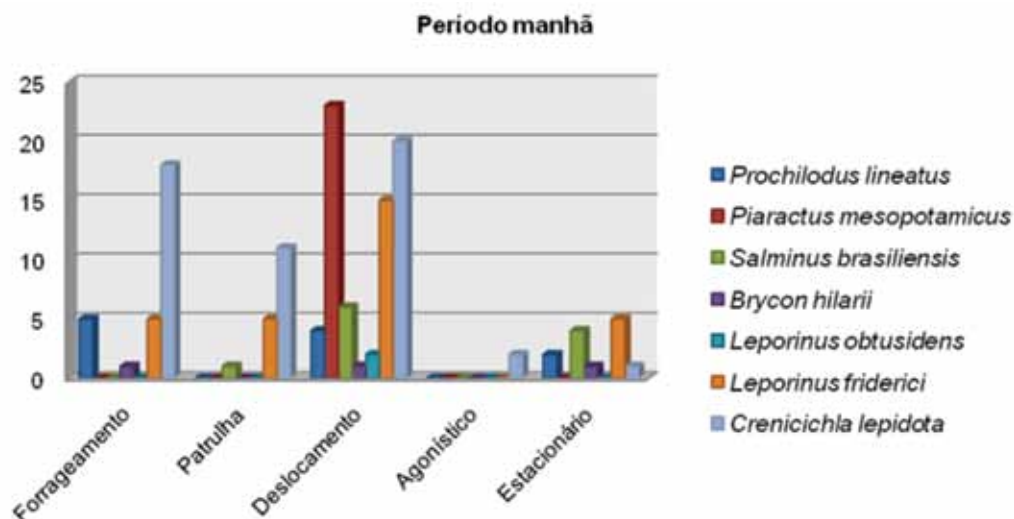


Figura 9: Representação das observações dos comportamentos das espécies utilizadas como bioindicadores, no período meio dia, área ativa, no Rio da Prata, Jardim, Mato Grosso do Sul.

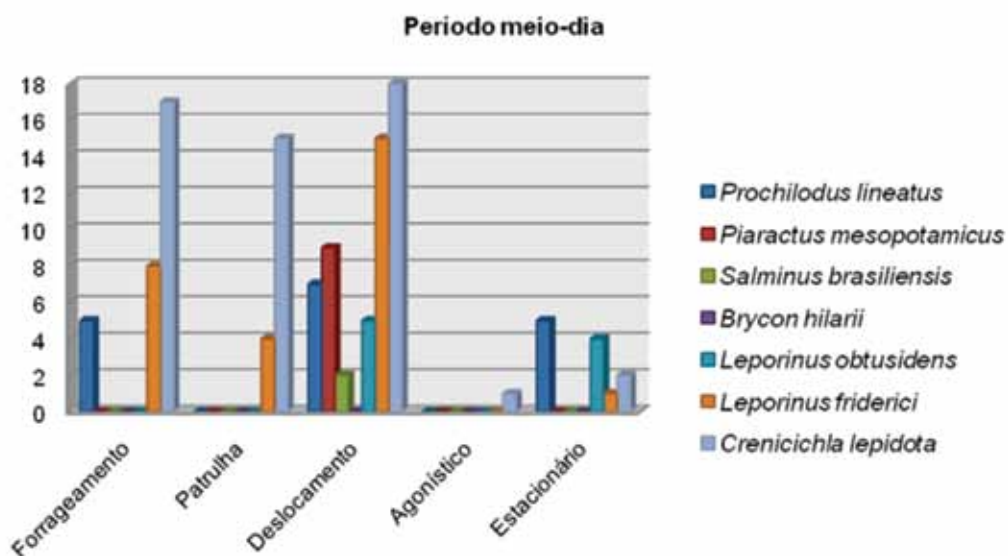
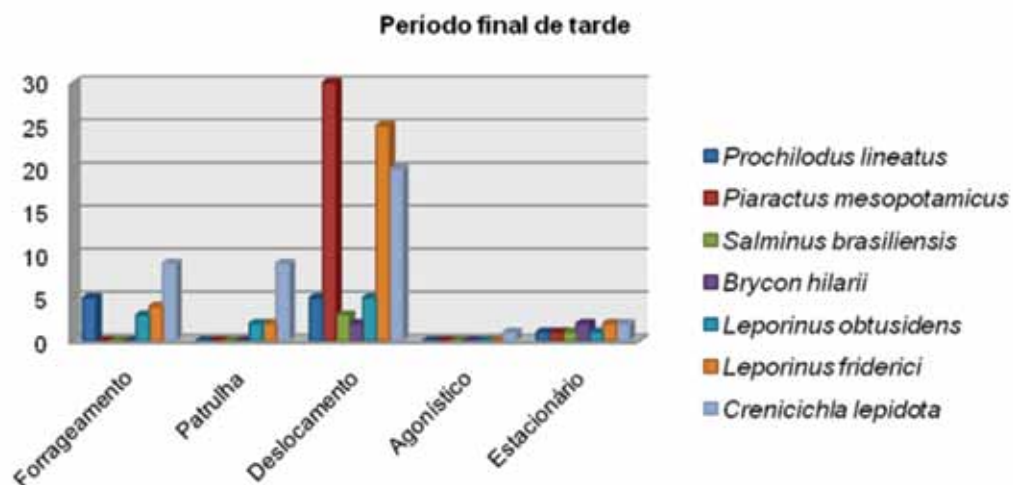


Figura 10: Representação das observações dos comportamentos das espécies utilizadas como bioindicadores, no período final de tarde, área ativa, no Rio da Prata, Jardim, Mato Grosso do Sul.





espécies, bem como aspectos de seu comportamento alimentar, reprodutivo e social constituem indicadores do estado de conservação do ambiente aquático (SABINO, 1999; SABINO; ANDRADE, 2003).

Em complementação aos dados coletados sobre o comportamento dos peixes existentes na trilha aquática, produziu-se o Índice de Integridade Biótica (KARR, 1981) inicialmente adaptado ao Planalto da Bodoquena por Negri (2009).

A partir deste estudo, utilizaram-se os resultados relacionados aos atributos biológicos já testados e avaliados quantitativamente, como riqueza e composição de espécies, composição trófica, atividade comportamental e integridade.

Para compor o IIB adaptado ao Rio Olho D'Água foram mantidos critérios do índice original como riqueza total de espécies, percentual de indivíduos onívoros e carnívoros de topo.

Tabela 3. Valores de cada atributo, suas respectivas pontuações, IIB final e categoria de integridade do Rio Olho D'Água, município de Jardim, Mato Grosso do Sul.

Atributos	Valor obtido	Pontuação
1. Riqueza total de espécies	57	5
2. Número de espécies de Characiformes	34	5
3. Número de espécies de Siluriformes	14	1
4. Número de espécies de Perciformes	4	5
5. Número de espécies de Gymnotiformes	3	5
6. Número de categorias tróficas	7	5
7. Percentual de invertívoros	8,77%	5
8. Percentual de onívoros	47,36%	1
9. Percentual de carnívoros de topo ou piscívoros	24,56%	5
10. Percentual de indivíduos indicadores forrageando na área ativa (n=83)	8,27%	1
11. Percentual de indivíduos indicadores forrageando na área inativa (n=189)	18,83%	5
12. Percentual de espécies de piracema	50%	5
IIB – Classes de Integridade	Excelente	48

A avaliação da Integridade Biótica (Tabela 3) realizado em transecto delineado em trilha aquática conforme a classificação do Índice de Integridade Biótica revelou-se excelente.

Dentre os fatores mais importantes que contri-

buíram para esta situação, destacam-se a riqueza total de espécies, número de espécies Characiformes, Perciformes e Gymnotiformes, número de categorias tróficas, percentual de invertívoros, carnívoros de topo e piscívoros, percentual de in-



divíduos indicadores forrageando na área inativa e percentual de espécies de piracema.

Conclusão

A análise comportamental da ictiofauna observada nos dois ambientes, com e sem a inferência dos grupos de visitantes, no rio Olho D' Água mostrou que, comparando os comportamentos observados entre as duas áreas estudadas (área ativa e área inativa), a atividade turística causa impacto na biota local havendo, portanto diferença no comportamento comparando as áreas ativa e inativa. Apesar disso esse impacto ainda não se mostra tão grave uma vez que o Índice de Integridade Biótica (IIB) aplicado ao Rio Olho D' Água apresentou qualidade excelente no trecho estudado, sendo necessário, portanto um monitoramento constante dessa atividade turística.

Por meio do IIB e uso de espécies de peixes bio-indicadores, pode-se obter uma ferramenta eficiente de monitoramento da qualidade dos ecossistemas aquáticos, para que assim a atividade turística seja acompanhada a fim de evitar conflitos com o meio ambiente e sua conservação em longo prazo.

Agradecimentos

À Universidade Anhanguera / Uniderp pelo financiamento do projeto, ao CNPq pela bolsa de Iniciação Científica concedida e ao Projeto Peixes de Bonito.

Ao proprietário da Fazenda Cabeceira do Prata, Sr. Eduardo Folley Coelho e ao Biólogo Samuel Duleba, pelo apoio na logística e infra-estrutura para a execução do projeto.

À bióloga Michaela Coelho e os acadêmicos Nayara Soares e Heriberto Gimenes Junior que auxiliaram no desenvolvimento da pesquisa de campo.

Referências

- ALTMANN, J. Observational study of behavior: Sampling methods. *Behaviour*, Chicago, Illinois v.49, n.3/4, p. 227-267, 1974.
- ANDRADE, W. J. Manejo de trilhas. [S.l.] 2009. Disponível em: <<http://geocities.yahoo.com.br/grupochaski/downloads/trilha.doc>>. Acesso em: 07 out. 2009.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 58, n.4, p.547-558, 1998.
- BOGGIANI, P. C. Geologia da Bodoquena. 1999. In: SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C.; SOUZA, P. R. (Org.). Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. Campo Grande: Editora UFMS, 160p.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília: EMBRAPA, 2007. 227p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP: diagnóstico dos meios físico e biótico. Brasília, 1997. 433p .V.2, tomo 2.
- CAIRNS, J. e PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In- *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, pp. 10-27, 1993.
- BUSS, D. F. et al. Substrate specificity, Environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518, 179-188, 2003
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um Córrego na bacia Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, São José do Rio Preto, v. 6, n.3, p.25,2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article=bn00306032006ISSN1676-0603>>. Acesso em: 01 fev. 2010.
- FLOTEMERSCH, J. E.; STRIBLING, J. B.; PAUL, M. J. Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA/600/R-06/127. Cincinnati, Ohio: Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, 2006.
- FONTOURA, L. M.; SIMIQUELI, R. F. Análise da capacidade de carga antrópica nas trilhas do Circui-



to das Águas do Parque Estadual do Ibitipoca - MG. Monografia (Especialização)- Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora MG, 2006.

HERING, D.; FELDE, C. K.; MOOG, O. E OFENBÖCK, T. Book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiology*, 566, p. 311 – 342, 2006

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, Champaign, Illinois, v.6, n.6, p. 21-27, 1981.

LEAL, P. M. M. Comportamento alimentar de peixes frugívoros do sistema do Rio da Prata, RPPN Fazenda Cabeceira do Prata, Jardim, MS. 2009. 25p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Anhanguera - Uniderp, Campo Grande, 2009.

LEHNER, P. N. *Handbook of Ethological Methods*. 2. ed. New York: Cambridge University Press, 1998. 672p.

LYONS, J. et al.. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. *Conservation Biology*, Cambridge, n.9, p. 569-584, 2009

NEGRI, K. Integridade biótica do Rio Olho D' Água avaliada por meio da comunidade de peixes. 2009. 40p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade Anhanguera – Uniderp, Campo Grande, 2009.

OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índice multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v.12, n.3, p.183 – 208, 2008.

SANTOS, G.O. Aspectos importantes para a piscicultura do gênero *Leporinus spix*, 1829 – uma revisão. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, Porto Alegre,

v.6, n.1, p.151-156, 2000.

SABINO, J. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R (Eds.). *Ecologia de Peixes de Riachos*. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro n. 6, p. 183-208, 1999

_____. Técnica e ética da fotografia do comportamento animal: Dos pioneiros à era digital. *Oecologia Brasiliensis*, v.13, n.1, p. 209-221, 2009. Disponível em: <<http://www.ppgecologia.biologia.ufrj.br/oecologia/index.php/oecologiabrasiliensis/article/view/284/250>>. Acesso em: 12. Mar. 2010.

SABINO, J. ; ANDRADE, L. P. Uso e conservação da ictiofauna na região de Bonito, Mato Grosso do Sul: o mito da sustentabilidade ecológica no Rio Baía Bonita (Aquário Natural de Bonito). *Biota Neotropica*, n.2, p 1 - 9 2003. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/fullpaper?bn00403022003+pt.>>. Acesso em: 29 Mar 2010.

SILVA, C. E.; PINTO, J. P.; GOMES, L. J. Ecoturismo na Floresta Nacional do Ibura como potencial fomento de sociedades sustentáveis. *Revista Nordestina de Ecoturismo*, Aracaju, v.1, n.1, p. 6-17, 2008. Disponível em: <<http://www.arvore.org.br/seer/index.php/ecoturismo/article/viewPDFInterstitial/4/1>>. Acesso em: 01fev.2010.

TERRA, L. C. C. Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul. 2004. 111f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - UNIDERP, Campo Grande 2004.

TERRA, L. C. C.; SABINO, J. Composição da ictiofauna de dois riachos, com diferentes graus de conservação, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ensaios e Ciências*, v.11, n.1, p.49-58, 2007. Disponível em: <<http://www.uniderp.br/ensaioseciencia/main.html>> Acesso em: 14 ago. 2010.



Edge Effects on the Vegetation Structure in a Fragment of Semi-Deciduous Forest, Northeastern Brazil

Efeitos de borda sobre a estrutura da vegetação em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Nordeste do Brasil

Ivan Jeferson Sampaio Diogo ^{a,1}
Rebecca Borges e Silva ^b
Erica Barroso Morais ^c
Ivna Ribeiro Salmito Melo ^d
Julio Cesar Voltolini ^e

Abstract

Most remaining forests today are small, highly disturbed, isolated, and poorly protected patches of vegetation. Studies on forest fragments increase as an answer to the need of investigating the biodiversity in these areas, providing the basis for future conservation and management proposals. Small forests are considered to be more exposed to edge effects, due to their ratio border-interior. The present study was conducted in a 4-hectare forest remnant located in a sub-humid climate area in Northeastern Brazil. Along the margin, six points were marked, apart from one another by 15 meters. From these points, perpendicular to the edge, 100-meter transects were drawn, in which 7 meters plots of 1 squared meter each were marked every 5 meters. The variables temperature and humidity, number of seedlings and herbaceous plants, herbivory, diameter and number of trees, canopy cover, and litter thickness were measured along the border. The abiotic variables and sum of seedlings and trees, herbivory, and canopy cover were positively correlated with the distance from the edge, whereas DBH, herbaceous sum, and litter thickness showed a negative correlation. The variables revealed an average correlation of approximately 0,70 with the distance measured from edge, some of which seem to be affected by human interference. Since the effect was observed in all abiotic and biotic variables analyzed in the entire edge-interior gradient, this semi-deciduous forest fragment behaves as an edge in its entirety.

^a Universidade Federal do Ceará - UFC - Brasil

^b University of Poitiers - França

^c Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ - Brasil

^d Universidade Federal do Ceará - UFC - Brasil

^e Universidade de Taubaté - UNITAU - Brasil

¹ Autor para correspondência (*Author for correspondence*): Ivan Jeferson Sampaio Diogo - E-mail: ivan_kdf@yahoo.com.br - Rua Juvenal de Carvalho, 788. CEP: 60050-220. Fortaleza/Ceará/Brasil. (085)9901.2060.



Introduction

Habitat fragmentation is a result of the subdivision of a region by natural disturbances, climate, and mainly by human activities, creating an increase of the ratio edge-area (DALE; PEARSON, 1997). Studies of the effects of forest fragmentation on conservation have become more common in recent years (BACLE; JUMP, 2011; EWERS et al., 2011; LOVEJOY et al., 1986; PRYKE; SAMWAYS, 2012), reflecting the fact that today a high percentage of the remaining biodiversity is located in small forest fragments.

Forest fragmentation exposes organisms to edge effects, which might be represented by changes in richness and abundance of species in the marginal part of a forest fragment (FORMAN; GORDON, 1986), or by a variety of influences that the external environment has on the forest area in its marginal part (TABANEZ et al., 1997). These effects often give rise to a distinct community of those species that are closer to the edge - some increase, while others decrease in abundance (YAHNE, 1988) - and also have important implications for attempts to preserve ecosystems found on one side of border.

Generally, edge effects can be perceived in three levels: physical structure of vegetation, floristic composition, and population dynamics (ZAÚ, 1998). In community forestry, woody and herbaceous plants are altered in quality and quantity, depending on the type and appearance of the border (MARCHAND; HOULE, 2005). Concerning abiotic factors, the formation of edges between forested and deforested areas might cause changes in abiotic conditions that significantly affect populations. Microclimatic changes might stimulate biotic modifications, such as in forest structure, once growth, mortality, and distribution of plants in this new environment can be directly affected by the physical conditions and the density and activity of some animal species (MURCIA, 1995). Consequently, changes in many aspects of life history of plants and animals on the edges can cause changes in species interactions, including herbivory, seed predation, pollination, and seed dispersal (AIZEN; FEINSINGER, 1994).

The creation of forest edges results in an increase in mortality rates and consequent damage to trees, shrubs, and herbs (FERREIRA; LAURANCE, 1997; LAURANCE et al., 1998). Thus, changes in relative

abundance and species composition of plants may occur, largely due to an increase in recruitment and density of pioneer tree species (SIZER et al., 2000), increase in the density of vine species adapted to degraded sites (LAURANCE et al., 2001), and a reduction in the density of seedlings of late succession species (BENITEZ-MALVIDO, 1998). Roads and invasive species can further deteriorate the habitat along the edge, allowing generalists species to enter the edge zone and disrupt natural systems (IVANOV; KEIPER, 2010; PINHEIRO et al., 2010)

Nevertheless, most studies related to vegetation edges focused on the effects on communities of angiosperm trees and shrubs (D'ANGELO et al., 2004; GALE, 2000; NASCIMENTO; LAURANCE, 2006). Studies on herbaceous species or other life-forms and abiotic functions are still necessary to assess the response of a greater number of front groups to edge effects, especially in tropical forests, since a large current problem of these ecosystems is extensive depletion and reduction of their original areas (TURNER, 1996).

Edge effects strongly increase the pre-existing heterogeneity linked to variations in the mosaic of successional forests, which underlines the importance of the size of forest fragments for the conservation of samples of communities (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). The study of fragmented environments, although essential for management and conservation, might be considered limited in the literature, especially for Northeastern Brazil. In order to contribute to this research area and provide specific scientific knowledge for management and conservation, this work aims at analyzing edge effects of a forest patch, correlating biotic and abiotic variables along the gradient edge-interior to distance from the border.

Material and Methods

The study was conducted in May 2008, in a fragment of semi-deciduous forest in the city of Fortaleza, Ceará, Northeastern Brazil, between the geographical coordinates of 3° 34' 16.79" and 3° 34' 43.49" South, 38° 34' 03.81" and 38° 34' 42.71" West. The site occupies an area of approximately 4 ha, and the characteristic climate is sub-humid.

This patch was chosen for its position and easy access by the urban population, being inside the biggest University of the city. Moreover, it is one of



the few remnants of semi-deciduous seasonal forest in the city, which reinforces the importance of its characterization regarding environmental pressures caused by human activities.

Seven parcels of 1 m x 1 m (1 m²) were selected in each of the six 100-meter replicates along an edge-interior gradient, totaling 42 plots. A distance of 15 m between the replicas of transects and 5 m between parcels was established. The first portion of each transect was set along the edge of the fragment and the direction of the lines was pointed towards the interior of the fragment.

Temperature and humidity were measured using a thermo-hygrometer. The biotic measures were: number of seedlings, number of herbaceous plants, number and diameter at breast height (DBH) of trees, herbivory, thickness of litter, and canopy cover. Seedlings and herbaceous plants were counted by the method of direct observation. DBH number of trees and herbivory rate were measured in all trees found within a 3-meter radius from the center of each plot. Thickness of litter and canopy cover were observed at 1 m from the center of each plot towards both right and left directions.

To analyze herbivory, the method of visual assessment was used (DIRZO; DOMINGUEZ, 1995), in which the degree of herbivory is classified into five categories according to the percentage of leaf area predated: 0 (0%), 1 (1% to 6%), 2 (6% to 12%), 3 (12% to 25%), 4 (25% to 50%), and 5 (50% to 100%). The estimate was made by random choice of three leaves at different heights in each specimen analyzed. For every point, a herbivory index (HI) was calculated, given by $HI = \sum(n_i \cdot i) / N$, where n_i = number of leaves by category, i = herbivory category (0-6), and N = number of leaves for each point ($n=36$).

For the analysis of the correlations between the biotic and abiotic components and distance from the edge, the software Statistica version 7.0 was used. Significant correlations were identified with a p -value < 0.05.

Results and Discussion

Table 1 shows the positive or negative correlation between the variables and the distance to the edge, including p -value and r^2 . The correlations can be visualized by polynomial trend lines in Figure 1.

Table 1. Relationship between abiotic and biotic variables and its p -value, r^2 , and correlation with distance to the edge.

Variables	p -value	r^2	Correlation
Temperature	0.02	0.49	-
Air humidity	<0.01	0.45	-
Trees	0.02	0.94	+
DBH	0.28	0.55	-
Seedlings	0.04	0.72	+
Herbaceous	0.01	0.91	-
Litter thickness	0.04	0.73	-
Canopy cover	0.04	0.91	+
Herbivory	0.02	0.60	+

There was a significant negative correlation for temperature and humidity along the gradient edge-interior (temperature: $r^2 = 0.49$, $p = 0.02$; humidity: $r^2 = 0.45$, $p < 0.01$), in agreement with previously documented higher temperature, humidity, and light incidence in areas near the edge (LOVEJOY et al; 1986; MURCIA, 1995). The trend between tempe-

rature and distance from the edge is a temperature variation in waves throughout the gradient, which probably occurs due to the presence of vegetation gaps of anthropogenic origin (tracks and deforested patches), revealing that, even in places farther from the edge, there is an influence of the temperature gradient (MÜLLER; BATAGHIN; SANTOS, 2010;



PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

The influence of the edge can be evidenced by an increase in the intensity of sunlight penetration (MURCIA, 1995) and greater intensity of wind (LAURANCE et al., 1998). These changes cause a temperature rise at the site and an increase in evapotranspiration (MATLACK, 1993), leading to the reduction of the relative humidity of soil and air (KAPOS, 1989).

The linear regression for the number of individual trees and the distance from the edge was positive and significant ($r^2 = 0.94$, $p = 0.02$). This finding may be indicative of a strong anthropogenic pressure exerted on the edge of the fragment and the consequent changes in plant structure (MÜLLER; BATAGHIN; SANTOS et al., 2010). Moreover, this correlation may indicate that tree mortality is greater at the edge and that germination, seedling and youth recruitment may also be adversely affected. The proliferation of frequent open areas close to the edges (CAMARGO; KAPOS, 1995) is a result of high rates of mortality and damage trees (FERREIRA; LAURANCE, 1997; LAURANCE et al., 1998).

Although the number of trees is greater inside the fragment, the DBH did not show a significant correlation along the gradient ($r^2 = 0.55$, $p = 0.28$), once fewer trees at the edge showed a large DBH. In addition, there is a greater recruitment and growth of young individuals within the fragment and a decrease in the number of medium-sized individuals at the edge of the fragment, causing this constancy (MÜLLER; BATAGHIN; SANTOS, 2010).

This result is in alignment with what occurs with the incidence of seedlings, since the sum of the seedlings was positively correlated with the distance from the edge ($r^2 = 0.72$, $p = 0.04$). This is caused by the removal of trees which follows the opening of trails and glades in the forest interior (AGUILAR; GALLETTO, 2004) and facilitates seed germination due to greater exposure to solar radiation. The smaller number of regenerating individuals at the edge is a result of the intense deposition of litter, damaging the development of seedlings (SIZER et al., 2000). Benitez-Malvido (1998) showed that the density of seedlings belonging to late succession species declined in areas near the edges, indicating that the establishment of these species is negatively impacted by the different conditions in border areas.

The number of trees, seedlings, and herbaceous

plants demonstrated the expected correlation, because the life history of the forest vegetation is closely related to environmental conditions, i.e. light and water (PACIENCIA; PRADO, 2004). While the edges may constitute fragments of inhospitable environments for some species, given the reduction in area of use and the changes in shape and structural features of the fragment, they should not be regarded necessarily as adverse sites for the establishment and development of forest species. Biological groups do not always respond in the same manner to the edge effects and these, in turn, are not manifested exactly the same way on all edges.

Regarding herbs, their total number was negatively correlated with distance from the edge ($r^2 = 0.91$, $p = 0.01$), which can be noticed by a predominance of herbaceous pioneer species tolerant to the climatic conditions existing on the edge (*r*-strategists). This group of species has higher rates of growth and development because of the light-rich environments characteristic of the edge.

Edge effects apply differently in terms of type of effect and intensity on the various biological groups or guilds. For example, a large increase in mortality of forest tree species can be observed near the edge (DBH > 20 cm, see LAURANCE, 1991), while there is an increase in the number of the pioneer species (LAURANCE et al., 1998; WILLIAMS-LINERA, 1990).

Consistently with the study conducted by Sizer et al. (2000), the thickness of the litter showed a negative correlation with distance from the edge ($r^2 = 0.73$, $p = 0.04$). This relationship is explained by the increase in the number of pioneer species at the edge habitat, where the combination of rapid plant growth, high leaf turnover rate, and an intense exposure to the wind generates a greater amount of litter (DIDHAM; LAWTON, 1999). The increase in fine litterfall production occurs in smaller scales, possibly because of the fact that microclimatic changes are more intense in areas closer to the edges (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999; DIDHAM, 1998; PORTELA; SANTOS, 2007).

Nascimento and Laurance (2006) showed that the turnover of coarse woody and the fraction of biomass that decomposes annually were negatively correlated with distance from the edge, suggesting that in fragmented forests decomposition of woody litter is faster. Therefore, as the biomass stored in



long-life trees is being lost over the years, the subsequent decomposition of necromass will be the primary mechanism that results in the increase of carbon emissions and global warming.

A positive correlation was found between distance from the edge and canopy cover ($r^2 = 0.91$, $p = 0.05$), which is in agreement with the large number of trees within the fragment. However, the scatter plot had a ripple effect, which reflects trails and open clearings in the forest (BATAGHIN; BARROS; PIRES, 2010). The canopy cover is cor-

related with the number of trees, since a smaller variance in the canopy openness is indicative of a well-developed and more closed forest canopy structure (VIDAL et al., 2007).

Herbivory was positively correlated with the distance from the edge, although not significantly ($r^2 = 0.60$, $p = 0.02$). These results oppose those obtained by Barbosa et al. (2005) and Wahungu, Catterall e Olsen (2001), which shows that, in general, herbivores benefit from the creation of edge environments, thanks to favorable microclimatic conditions, more

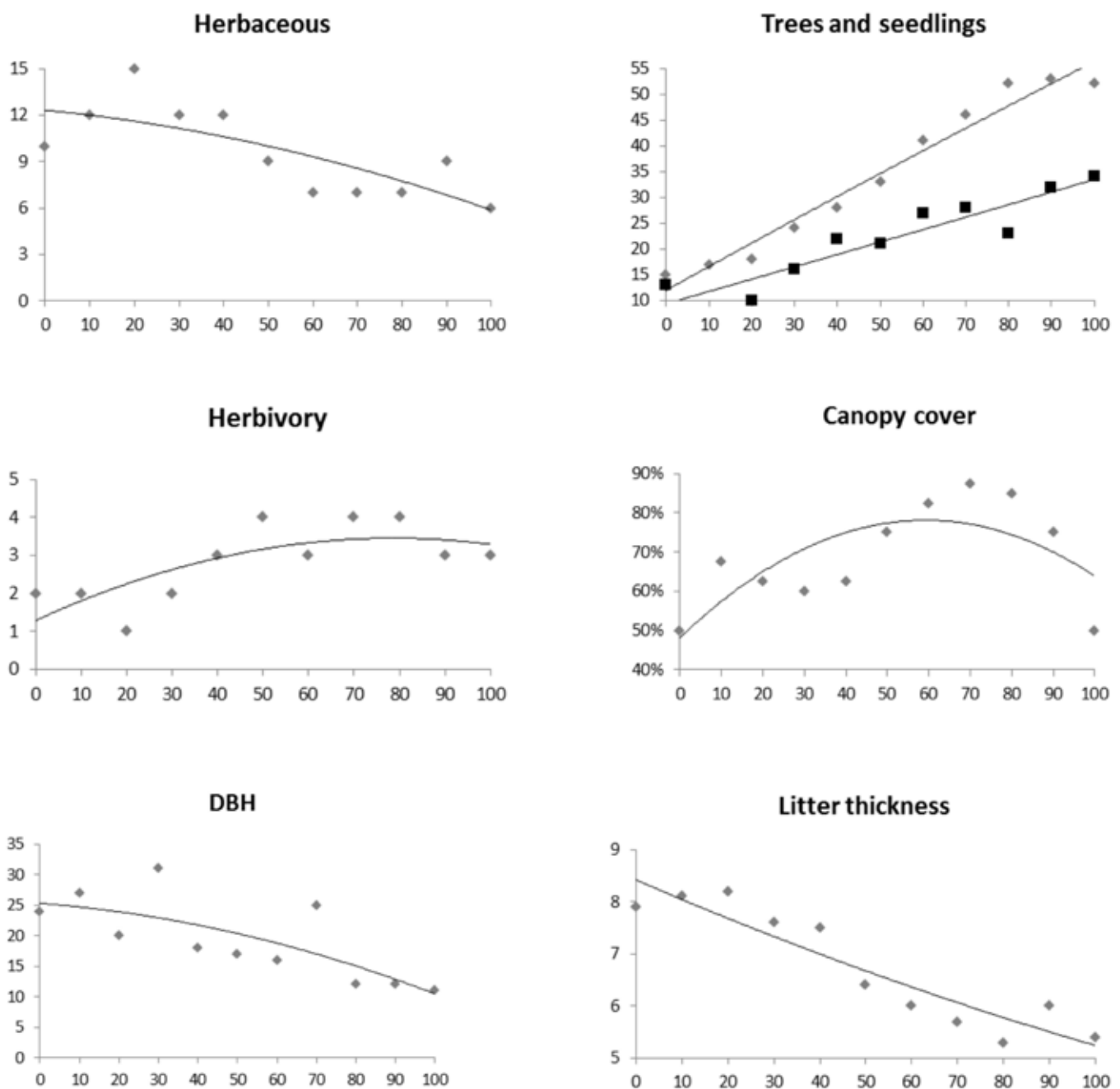


Figure 1: Correlation between number of trees, seedlings, herbaceous, DBH, litter thickness, canopy cover and herbivory with the distance to the edge (0-100m).



resources, and fewer natural enemies. However, Benitez-Malvido (1998) found lower rates of herbivory in forest fragments than in continuous forests.

There is no clear pattern about the extent to which climatic and biotic changes in the edges can be perceived inside the fragments. However, studies with fragments in forest reserves show that the distance of penetration of these changes reaches 40 m from the physical limit between the fragment and the matrix (KAPOS, 1989). Other authors report less intense penetration effects, such as 15-25 m (WILLIAMS-LIMERA, 1990), 7-12 m (MACDOUGALL; KELLMAN, 1992), and 10-20 m (ESSEEN; RENHORN, 1998). Therefore, the study fragment seems to be over-impacted by the edge or even behave entirely as an edge.

Small forest fragments may become extensive edges and changes can manifest themselves multiplicatively because the microclimate of the forest core is strongly influenced by the distance from the periphery of the fragment (PACIENCIA; PRADO, 2004).

Conclusions

Considering that the interior of a patch is characterized by the complete lack of observed edge effects, the fragment of semi-deciduous forest here analyzed behaves in a whole as an edge, since the effects were observed in all assessed abiotic and biotic variables along the entire border-core gradient. Some of these variables were influenced by human activity, which thus modifies environmental conditions, promoting changes in dynamics, structure, and composition of vegetation.

Edge effects are important factors to help detect the degree of fragmentation of forest remnants and, therefore, research on this subject is necessary to provide insights for management and conservation of patchy landscapes.

References

- AGUILAR, R.; GALLETO, L. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia*, Berlin, v.138, n.4, p.513-520, 2004.
- AIZEN, A. M.; FEINSINGER, P. Habitat Fragmentation, Native Insect Pollinators, and Feral Honey Bees in Argentine 'Chaco Serrano'. *Ecological Applications*, Washington, v.4, n.2, p.378-392, 1994.
- BACLES, C. F. E.; JUMP, A. S. Taking a tree's perspective on forest fragmentation genetics. *Trends in plant science*, London, v. 16, n. 1, p. 13-18, 2011.
- BARBOSA, V. S. et al. Distribution pattern of herbivorous insects in a remnant of Brazilian Atlantic Forest. *Neotropical Entomology*, Londrina, v.34, n.5, p.701-711, 2005.
- BATAGHIN, F.A.; BARROS, F.; PIRES, J. S. R. Distribuição da comunidade de epífitas vasculares em sítios sob diferentes graus de perturbação na Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.33, p. 531-542, 2010.
- BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology*, Vermont, v.12, p.380-389, 1998.
- CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.11, p.205-221, 1995.
- CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, Essex, v.91, p.151-158, 1999.
- D'ANGELO, S. A. et al. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.20, p. 243-246, 2004.
- DALE, D. H.; PEARSON, S. M. Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazônia. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. (Eds.) *Tropical Forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago, IL, USA: University of Chicago Press, 1997. p.400-409.
- DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, Berlin, v.116, p.397-406, 1998.



- DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in micro-climate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, Zurich, v.31, p.17-30, 1999.
- DIRZO, R.; DOMINGUEZ, C. A. Plant-herbivore interactions in Mesoamerican tropical dry forests. In: BULLOCK, S.H; MEDINA, E; MOONEY, H.A (eds). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.304-325
- EWERS, R. M. et al. A large-scale forest fragmentation experiment: the stability of altered forest ecosystems project. *Philosophical transactions of the royal society biological sciences*, London, v. 366, p.3292-3302, 2011.
- ESSEEN, P; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, Vermont, v.12, p. 1307-1317, 1998.
- FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected tree in central Amazonia. *Conservation Biology*, Vermont, v.20, p. 243-246, 1997.
- FORMAN, R. T. T.; GORDON, M. *Landscape Ecology*. New York: Ed. John Wiley e Sons, 1986. 619 p.
- GALE, N. The aftermath of tree death: coarse woody debris and the topography in four tropical rain forests. *Canadian Journal of Forest Research*, Ottawa, v. 30, p. 1489-1493, 2000.
- IVANOV, K.; KEIPER J. Ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity and community composition along sharp urban forest edges. *Biodiversity and Conservation*, London, v.19, p.3917-3933, 2010.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.5, p.173-185, 1989.
- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, Vermont, v.57, p. 205-219, 1991.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, Washington, v. 69, p. 2032-2040, 1998.
- LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, Washington, v.82, p.105-116, 2001.
- LOVEJOY, T.E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Saule, M.E., (ed.). *Conservation biology*. Massachusetts: Sinauer Press, 1986. p.257-285.
- MARCHAND, P.; HOULE, G. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants?. *Forest Ecology Management*, Amsterdam, v.223, p.113-124, 2005.
- MACDOUGALL, A.; KELLMAN, M. The understory light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography*, Oxford, v.19, p.667-675, 1992.
- MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, Vermont, v. 66, p.185-194, 1993.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology e Evolution*, Cambridge, v.10, p.58-62, 1995.
- MÜLLER, A.; BATAGHIN, F. A.; SANTOS, S. C. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Perspectiva*, Florianópolis v.34, n.125, p.29-39, 2010.
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, Manaus, v.36, p.183-192, 2006.
- OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. 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). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.30, n.1, p. 149-161, 2007.

PACIENCIA, M. L. B.; PRADO J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.27, n.4, p. 641-653, 2004.

PINHEIRO, E. R. S. et al. Edge effects on epigeic ant assemblages in a grassland-forest mosaic in southern Brazil. *International Journal of Ecology*, New York, v.36, p.365-371, 2010.

PRYKE, J. S.; SAMWAYS, M. J. Conservation management of complex natural forest and plantation edge effects. *Landscape Ecology*, London, v. 27, p. 73-85, 2012.

PORTELA R. C. Q.; SANTOS, F. A. M. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.30, n.2, p. 271-280, 2007.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: Planta, 2001. 328 p.

SIZER, N. C.; TANNER, E. V. J.; FERRAZ, I. D. K. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.16, p.853-863, 2000.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade

de um fragmento de Floresta de Planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.57, p.47-60, 1997.

TURNER, I. M. et al..A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical forest. *Conservation Biology*, Vermont, v.10, p.1229-1244, 1996.

VIDAL, M. M.et al. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.30, n.3, p.521-532, jul.-set. 2007.

WAHUNGU, G. M.; CATTERALL, C. P.; OLSEN, M. F. Predator avoidance, feeding and habitat use in the red-necked pademelon, *Thylogalethetis*, at rainforest edges. *Australian Journal of Zoology*, Melbourne, v.49, n.1, p. 45-58, 2001.

WILLIAMS-LIMERA, G. Vegetative structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 78, p. 356-373, 1990.

YAHNER, R. H. Effects of Edge Contrast on Depredation of Artificial Avian Nests. *The Journal of Wildlife Management*, Flagstaff, v.4, n.53, p.1135-1138, 1988.

ZAÚ, A. S. 1998. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. *Floresta e ambiente*, Rio de Janeiro, v.5, n.1, 160-170, 1998.



Reutilização de seringas de coleta na metodologia para o estudo do metano emitido por corpos hídricos

Reuse of syringes for collecting materials in the methodology for the study of methane emitted by water bodies

Willian José Ferreira ^a

Lia Braz ^{b, 1}

Luciano Marani ^c

Luara Bernardes Esteves Moreira ^d

Plínio Carlos Alvalá ^e

Getulio Teixeira Batista ^f

Resumo

Estudos sobre gases de efeito estufa (GEE) no Vale do Paraíba vêm ganhando importância, pois a região possui represas destinadas à produção de energia e abastecimento de água, além de apresentar áreas de cultivo de arroz irrigado por inundação, que representa uma das principais fontes antrópicas de metano (CH₄). O metano é um importante gás de efeito estufa, podendo ser quantificado a partir de coletas de ar realizadas com seringas plásticas de polipropileno em câmaras estáticas dispostas sobre a superfície da água. Neste trabalho avaliou-se, o procedimento de coleta de metano em corpos hídricos, analisando a confiabilidade do material utilizado nas coletas, comparando a variabilidade da concentração do metano em seringas novas e usadas armazenadas no intervalo máximo de uma semana. Além disso, para conferir o quanto a estocagem das seringas poderia influenciar na determinação dos fluxos de metano para a atmosfera, foi realizada uma campanha de coleta de metano em uma lagoa utilizada para o abastecimento de água no INPE de Cachoeira Paulista/SP. Os resultados sinalizaram a possibilidade da reutilização das seringas na coleta e armazenagem do ar atmosférico para análise do metano, visto que não comprometem os resultados de campo.

Palavras-chave: gases de efeito estufa; desenvolvimento sustentável; energia; método.

Abstract

Studies on greenhouse gases (GHG) in the Paraíba river Valley are gaining importance, as the region has dams for the production of energy and water supply, and present growing areas of irrigated rice, which is a major source of anthropogenic methane (CH₄) emissions. Methane is an important greenhouse gas, which can be estimated using samples of the air collected with plastic syringes made of polypropylene in static chambers floating on the water surface. In this study we evaluated, the procedure of collecting methane in water bodies, analyzing the reliability of the material used in collecting, comparing the variability of the concentration of methane in new and used syringes stored at a maximum time interval of one week. In addition, to check the influence of time of storage of air in the syringes on the determination of methane fluxes to the atmosphere, we conducted a campaign to collect methane in a pond used for water supply at INPE, located in Cachoeira Paulista / SP. The results showed the possibility of reusing the syringes and storage of atmospheric air collected for to methane analysis did not compromise field results.

Keywords: greenhouse gases, sustainable development, energy; method.

^a Graduado em Física pela Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (UNESP), Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade de Taubaté. Técnico no Laboratório Associado de Estudos em Biogeoquímica Ambiental do INPE. - ^b Graduada em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade de Taubaté. Bolsista do Programa de Capacitação - CIP do CNPq - modalidade PCI-DD, no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). - ^c Graduado em Física pela Universidade Estadual de Londrina. Mestre em Geofísica Espacial pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Doutor em Geofísica Espacial no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

^d Possui ensino-medio-segundo-grau pelo Colégio objetivo (2008). Atualmente é bolsista de IC do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. - ^e Graduado em Física pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, Mestre em Geofísica Espacial pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Doutor em Geofísica Espacial pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. - ^f Doutor em Agronomia / Sensoriamento Remoto - Purdue University, EUA. Professor e Pesquisador da Universidade de Taubaté - UNITAU. Atua na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com ênfase em Conservação de Bacias Hidrográficas. Fundador e Editor da Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science (ISSN 1980-993X). Editor do Repositório Eletrônico Ciências Agrárias da Universidade de Taubaté (<http://www.agro.unitau.br/dspace>). Presidente do Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi) (www.ipabhi.org). Membro da Associação Brasileira de Editores Científicos (ABEC) e bolsista PQ do CNPq.

¹ Autor para correspondência (Author for correspondence): Lia Braz - lia.braz@hotmail.com - Rua Jequié, 30 - Jardim Satélite - São José dos Campos - SP - Telefone: (12) 92276747/ 30274811



Introdução

Constituída de gases que são relativamente transparentes à radiação solar, a atmosfera da Terra absorve parte da radiação emitida pela superfície, que, impedida de retornar ao espaço, retém o calor e promove o denominado Efeito Estufa (RAMANATHAN et al., 1985).

Existe uma grande preocupação quanto aos riscos de sua intensificação e os reflexos deste efeito sobre o equilíbrio térmico do planeta e, neste sentido, Xavier e Kerr (2004) enfatizam que, ocasionada pelo incremento das atividades antropogênicas, alterações na concentração destes gases podem desencadear mudanças climáticas.

Dentre estes gases de efeito estufa (GEE), o metano (CH₄) é o hidrocarboneto mais abundante na atmosfera terrestre, com uma concentração global estimada em 1,8 ppbv (partes por milhão por volume), e responde por cerca de 20% do aquecimento global (IPCC, 2007). O gás apresenta uma grande variedade de fontes emissoras (WUEBLES e HAYHOE, 2002), que são afetadas por diversos fatores, como a produção e o uso de energia, a distribuição populacional, as práticas agrícolas e o próprio clima (MELACK et al., 2004).

Algumas destas fontes de emissão já foram bem estudadas no país, como as áreas alagadas da Amazônia e do Pantanal Sul-mato-grossense, (ALVALÁ e MARANI, 2009; MELACK et al., 2004; BARTTLET et al., 1990). Por outro lado, são poucos os estudos que discutem a evolução temporal do fluxo de metano após o alagamento de reservatórios utilizados para a geração de energia (hidrelétricas) e abastecimento de água, carecendo, então, de avaliações mais precisas sobre este processo.

De modo geral, são apontadas duas situações distintas em que os reservatórios podem contribuir para o aumento das emissões:

1. Na ocupação do entorno dos reservatórios, que ocasiona o aumento de áreas com mudança de uso do solo (VALENÇA e ROSA, 1993);

2. Por influência direta do acúmulo e degradação da matéria orgânica no interior dos reservatórios, que particularmente provoca a emissão dos gases CO₂ e CH₄ (NOVO e TUNDISI, 1994).

Marani e Alvalá (2007) destacam que, ainda

que as emissões tendam a ser reduzidas ao longo do tempo devido à diminuição do material orgânico contido nos reservatórios, a criação de animais e o descarte de resíduos nos lagos elevam a emissão de metano. A inundação de áreas aonde o corte da vegetação não ocorre de modo planejado, faz com que esta matéria orgânica quando submersa entre em decomposição, incrementando também a liberação do gás (LIMA, 2005; FEARNSTIDE, 2001).

No Vale do Paraíba cresce a importância de estudos sobre a emissão de metano, pois, além de represas destinadas à produção de energia, existe a perspectiva de aumento no número de empreendimentos que darão origem a novos reservatórios, além de a região apresentar grandes áreas de cultivo de arroz inundado, outro fator que surge como potencial fonte de emissão.

Enfim, para detalhar estas informações, amostras de metano vêm sendo obtidas por meio da técnica de câmara estática, onde o gás emitido na superfície das áreas alagadas é coletado por meio de seringas plásticas de polipropileno com o uso de câmaras cilíndricas de PVC, armazenado por algum tempo nessas seringas para, posteriormente, ser analisado por cromatografia gasosa (MARANI e ALVALÁ, 2007; BARTLETT et al., 1990).

Com o objetivo de avaliar, ainda que de modo preliminar, o procedimento de coleta de metano em corpos hídricos, em dezembro de 2011, avaliou-se a confiabilidade do material utilizado nas coletas, comparando a variabilidade da concentração do metano em seringas novas e em uso armazenadas no intervalo máximo de uma semana.

A interação do metano com o polipropileno no armazenamento das amostras nas seringas surge como um fator que pode inviabilizar a reutilização destas, já que as seringas são utilizadas não só para a coleta, mas também para a armazenagem do metano por um período relativamente longo de tempo (GRAUPE et al., 2007; COSTA et al., 2006). Agrega-se a isto o fato de que poderia ocorrer contaminação a partir de amostras anteriores, já que as seringas são reutilizadas no procedimento de coleta.

Complementando o trabalho, de forma exploratória, foi realizada uma campanha de coleta

de metano em uma lagoa utilizada para o abastecimento de água no campus do INPE de Cachoeira Paulista/SP, a fim de verificar se a estocagem das seringas poderia ter influência nos fluxos de metano observados.

Material e Métodos

1. Análise metodológica da utilização de seringas

Os ensaios foram realizados no Laboratório

de Biogeoquímica Ambiental do CCST/INPE. O experimento contou com 12 seringas novas e 12 seringas em uso, com aproximadamente dois anos de utilização, preenchidas com gás padrão com a concentração correspondente de 1804 nanomol. mol⁻¹ de CH₄ (erro médio de 2% na concentração do padrão) (Figura 1).

Neste ensaio, seringas novas e usadas foram limpas com nitrogênio ultrapuro (pureza ≥ 99,999%) e ambientadas por três vezes para



Figura 1. Seringas ambientadas e utilizadas nos ensaios.

eliminação de qualquer gás traço que pudesse interferir na análise das amostras.

O teste foi realizado em um intervalo de sete dias, com análise das amostras no tempo de armazenamento de 0, 1, 3, 4, e 7 dias, sendo que para cada dia as amostras foram analisadas no mínimo em duplicata, totalizando vinte e quatro exemplares.

As amostras foram analisadas por cromatografia gasosa com detector de ionização de chama. Em cada análise foi injetado o volume total de cada seringa (60 ml), sendo realizada para cada uma delas três injeções de 20 ml e considerada a média das três injeções como valor principal, com o desvio padrão percentual de no máximo 1% entre as injeções.

As injeções das amostras foram intervala-

das com injeções do gás padrão diretamente do cilindro de referência para que houvesse estabilidade no valor de comparação do metano em cada seringa.

Por fim, foi efetuada a estatística descritiva das amostras, comparando as repetições de cada dia de análise com os valores de concentração das seringas determinados pela referência da análise do gás padrão medido diretamente do cilindro, no intervalo de uma semana.

2. Procedimento de coleta do metano

Para o procedimento de coleta do metano emitido pela superfície de corpos hídricos foram coletadas 65 amostras em uma lagoa utilizada para o abastecimento de água no campus do INPE de Cachoeira Paulista, SP (centrada em 22°41'S e 44°59'O), corpo

d'água perene, de formato irregular, com 22500 m² de área e cinco metros de profundidade média constante. As amostras foram coletadas em cinco pontos escolhidos aleatoriamente na área lagunar, limitada

em sua frente por uma das principais vias do Instituto e entornada por uma grande área de vegetação degradada (Figura 2).

O clima da região se enquadra no grupo "Cwa" da



Figura 2. Área de estudo: lagoa no INPE-Cachoeira Paulista, SP. Fonte: Google Earth.

classificação de Köppen, tropical de altitude, apresentando verão chuvoso e inverno seco. As coletas foram realizadas em um dia típico de verão, com o dia claro, com a temperatura média observada de 30°C, variando de 27 a 32°C durante os horários de coleta.

Na amostragem do metano foram utilizadas câmaras cilíndricas de PVC com volume de 26 litros e flutuadores de espuma acoplados na base, para sustentação na água, conforme detalhado na Figura 3.

A câmara foi coberta com uma manta térmica

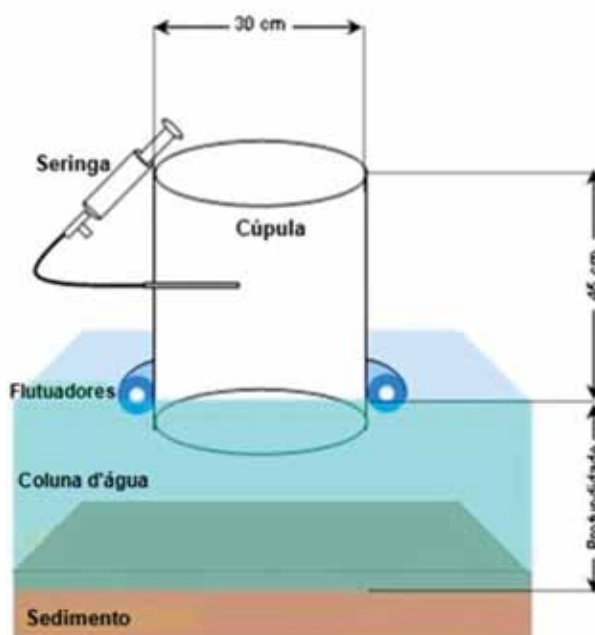


Figura 3. Conjunto para coleta de metano: câmara estática e seringa (Marani, 2007).

para reduzir a variação de temperatura em seu interior e evitar grandes variações no microambiente criado dentro dela em relação ao ambiente externo.

As amostras de ar foram coletadas por um tubo de teflon instalado na câmara e armazenadas nas seringas, equipadas com uma torneira de três vias, com trava do tipo “*Way Stopcock Luer Lock*”, sendo as amostras analisadas por cromatografia gasosa.

O fluxo de gás foi determinado pela variação de metano no interior da câmara posicionada sobre a lâmina d'água ao longo do intervalo de 15 minutos e, para garantir a confiabilidade dos fluxos, em cada ponto de coleta foram utilizadas três câmaras, onde o conjunto de quatro seringas obtidas por cada câmara corresponde a um fluxo.

Devido à possibilidade de ocorrência de erro amostral e contaminação das amostras desde a etapa de coleta até a análise cromatográfica, para afirmar a confiabilidade dos dados, foram adotados dois critérios de validação dos fluxos:

1. Observância do coeficiente de determinação (r^2), onde foram considerados somente os valores de r^2 superiores a 0,9 para garantir a linearidade requerida dos pontos (KHALIL et al., 1998; ALVALÁ e KIRCHHOFF; 2000).

2. Comparação entre a concentração inicial de metano no tempo inicial ($t = 0$), obtida a partir da regressão linear, e a concentração do metano em

amostras de ar ambiente, coletadas antes de cada coleta: a concentração do metano nas amostras de ar ambiente e no tempo inicial da coleta devem apresentar valores semelhantes.

Por fim, procurou-se classificar os fluxos de metano conforme as características de transporte observadas ao longo da coluna d'água. Em sua maioria, estes fluxos ocorrem de modo difusivo, quando o fluxo de metano permanece constante no intervalo de tempo de medida, sendo o gás produzido nos sedimentos difundido lentamente na água até atingir a superfície. Os fluxos também podem ser ebulitivos, quando a emissão de metano do substrato se dá por meio de bolhas, liberadas quase que instantaneamente para a atmosfera. Nesse tipo de fluxo, que Marani e Alvalá (2007) apontam como esporádico, as quantidades liberadas de metano normalmente são maiores do que no fluxo difusivo.

Resultados e Discussão

1. Teste de contaminação e uso das seringas

A avaliação das seringas novas e em uso, já utilizadas a cerca de dois anos, foi realizada com base na análise de 12 pares de amostras, validados por meio do limite de confiabilidade da média amostral, com diferenças não significativas a 95% pelo Teste t de Student, com a estatística descritiva geral apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Estatística descritiva da concentração* de CH₄ na seringas.

n = 24	Usada	Nova
Média	1814	1816
DP	4	5
S _x	1.2	1.6
CV %	0.2	0.3

*Concentrações medidas em nanomol.mol⁻¹; DP: desvio padrão; S_x: erro padrão de estimativa; CV: coeficiente de variação.

Diferenças NS à 95% de confiabilidade pelo teste t.

A partir da Tabela 1, por meio da variabilidade dos dados em relação à média foi verificada a homogeneidade do agrupamento de dados, uma vez que na interpretação do coeficiente de variação (CV), quanto menor este fosse mais homogêneo seria o conjunto dos dados.

Por meio das concentrações obtidas nas injeções e considerando que todas as seringas estavam cheias com o mesmo gás, determinou-se então a diferença entre a concentração de cada uma delas e a referência do gás padrão contido no cilindro, com valor de

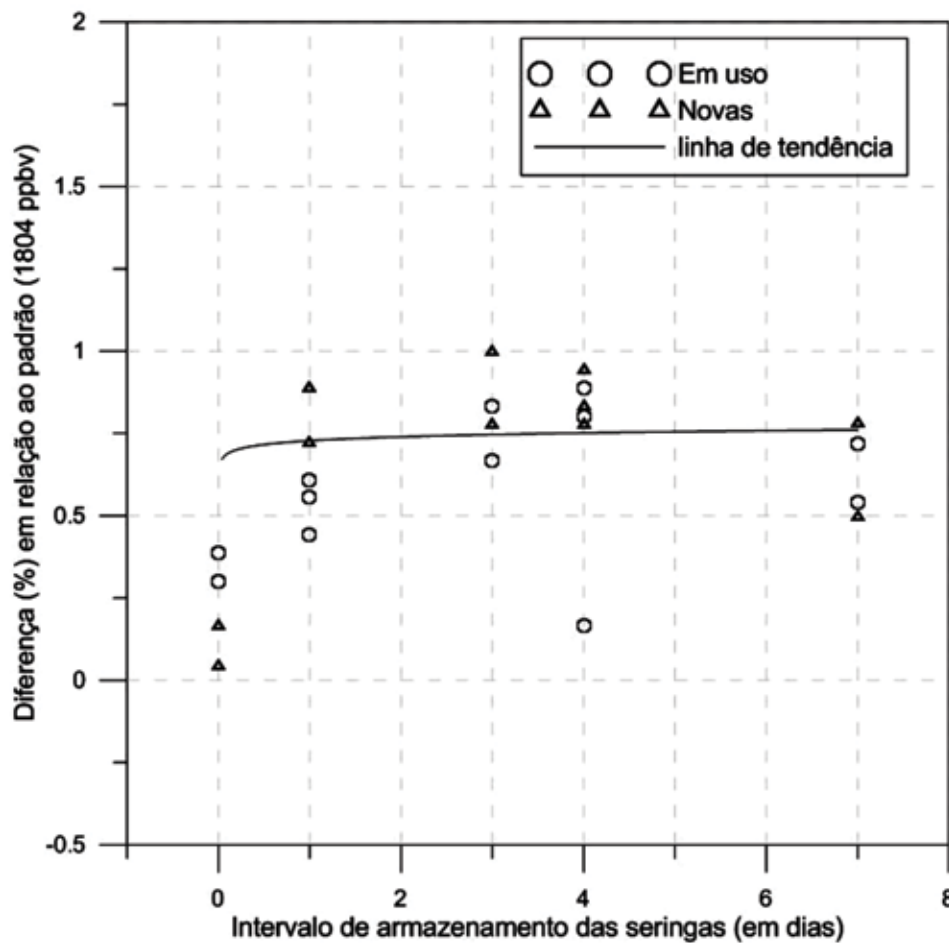


Figura 4: Diferença (%) da concentração de CH₄ em relação ao gás padrão (n=24).

1804 nanomol.mol⁻¹, normalizando-a pelo valor do padrão, resultado ilustrado na Figura 4.

Apesar de ser verificada uma diferença máxima de 0,3% para uma semana de estocagem das seringas (Tabela 1), na Figura 4, notou-se que houve uma pequena superestimação da concentração do metano ao longo de sete dias, com tendência de equalização entre 0,5 e 0,75%, a partir do terceiro dia. Entretanto, é importante salientar que o erro devido a estocagem é menor do que o do erro do padrão observado no experimento.

Este resultado corrobora parte dos resultados apresentados por Borhz (2010), que realizou ensaio semelhante à armazenagem de CH₄ no intervalo de estocagem de 0 a 30 horas, onde as seringas em uso proporcionaram uma menor variação na concentração do gás em relação ao padrão, igual a 2,8% ao passo que para seringas novas o valor foi de 3,1%. No entanto, neste experimento houve uma subestimação dos valores do gás de referência no decorrer das 30 horas, à qual a autora atribuiu à possibilidade de adsorção dos gases pelo material ao longo do

tempo de uso das seringas. Este resultado não foi corroborado no experimento objeto desta análise metodológica, não sendo detectada a permeabilidade do metano frente ao polipropileno.

O aumento de 0,3% de amplitude entre os exemplares, verificados a partir dos máximos e mínimos de cada grupo na Figura 4, sugeriu a existência de um fator de instabilidade nas seringas novas. Considerou-se que as diferenças observadas nas estimativas da concentração do metano podem ser atribuídas aos diversos materiais constituinte das seringas e também associadas a erros de diferentes naturezas, tais como: metodologia de amostragem, injeção do gás padrão e das amostras, fator humano, vapor d'água e a possível instabilidade do equipamento no momento da análise.

Vale ressaltar que devido ao reduzido número de amostras válidas nesta avaliação, tornou-se limitada qualquer inferência estatística que pudesse aprofundar a análise destes resultados, sendo necessária uma maior quantidade de dados, novas observações e um tempo



maior de estocagem para avaliar quanto estas variáveis poderão influenciar o valor da concentração do metano coletado em campo. No entanto, preliminarmente, o erro agregado ao processo pela reutilização das seringas de coleta e pelo armazenamento das amostras em laboratório não se mostrou significativo.

2. Fluxos de metano na Lagoa do INPE/Cachoeira Paulista

Na lagoa do INPE-Cachoeira Paulista/SP, em dezembro de 2011, foi realizada uma campanha na qual foram coletadas 65 amostras que resultaram em 14 fluxos válidos.

Em 78% dos fluxos observaram-se a ocorrência da forma difusiva, que variaram entre 2 e 36 mgCH₄.m⁻².dia⁻¹, resultados que corroboram os encontrados por Bastiviken et al. (2004), que atribuem fluxo de 40 mgCH₄.m⁻².dia⁻¹ para lagos com dimensões com inferiores a 10 mil m², apontado que pequenas lagoas são propensas a ter mais vegetação e, com isso, apresentar fluxos maiores por unidade de área (HANSON et al., 2007).

A análise destes dados reforça a afirmação de Marani e Alvalá (2007), de que as quantidades liberadas de metano por fluxos ebulitivos são maiores do que no fluxo difusivo, neste ensaio de 22% dos casos, observando-se uma variação de 80 a 484 mgCH₄.m⁻².dia⁻¹ nas emissões.

A média geral de 83 mgCH₄.m⁻².dia⁻¹, determinada com base nos 14 fluxos válidos de metano na lagoa do INPE-Cachoeira Paulista, é inferior às médias relatadas para a planície amazônica, de 148 mgCH₄.m⁻².dia⁻¹ (BARTLETT e HARRIS, 1993), e para áreas alagadas no pantanal, onde o fluxo médio foi de 133 mgCH₄.m⁻².dia⁻¹ (ALVALÁ e MARANI, 2009).

Assim, ao avaliar os dados obtidos neste trabalho verificou-se que, em uma breve revisão da metodologia de estudo do metano emitido por corpos hídricos, a reutilização das seringas de coleta é factível e não acrescenta erros estatisticamente relevantes ao cálculo dos fluxos.

Conclusão

Os resultados do teste das seringas indicam que é possível a reutilização deste material na coleta e armazenagem do ar atmosférico para análise do metano, visto que as seringas novas e em uso se equivaleram, não apresentando diferença estatisticamente relevante ao longo de sete dias, que, por consequên-

cia, não comprometem os resultados de campo.

Deve-se considerar que as seringas de polipropileno podem ser reutilizadas nas coletas de GEE desde que convenientemente limpas com gás inerte e analisadas num período curto após as coletas.

Agradecimentos

Ao CNPq pela concessão da bolsa de iniciação científica da quarta autora e ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do INPE pelo apoio logístico.

Referências

ALVALÁ, P. C.; KIRCHHOFF, W. V. J. H. Methane fluxes from the Pantanal floodplain in Brazil: seasonal variation. In: van Ham et al. (Eds.) Non-CO₂ Greenhouse gases: scientific understanding, control and implementation. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 95-99, 2000.

ALVALÁ, P. C.; MARANI, L. Environmental parameters influencing the methane emissions in the Pantanal floodplain, Brazil. In: S.N.Singh. (Org.). Climate Change and Crops. First Ed. New York: Springer, 2009, p. 133-146.

BARTLETT, K.B.; CRILL, P.M.; BONASSI, J.A.; RICHHEY, J.E.; HARRISS, R.C., Methane flux from the Amazon River floodplain: Emissions during rising water. J. Geophys. Res., v. 95, n. D10, p. 16,773-16,788, 1990.

BARTLETT, K. B.; HARRISS, R. C. Review and assessment of methane emission from wetlands, *Chemosphere*, 26, 1993.

BASTVIKEN, D.; COLE, J.; PACE, M.; TRANVIK, L. 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochem. Cycles* 18: GB4009, doi:10.1029/2004GB002238.

BOHRZ, G. Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos. 2010. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.



- COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 693-700, 2006.
- FEARNSIDE, P. M. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*, New York, v. 27, n. 3, 2001, p. 377-396.
- GRAUPE, F. A.; DA SILVA, L. S.; BAYER, C.; BUNDI, A. C.; DE LIMA, M. A.; POCOJESKI, E. Efluxo de metano (CH₄) em dois solos do RS sob cultivo de arroz irrigado por alagamento. In: XXXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2007, Gramado. Anais. Porto Alegre: SBCS/Núcleo Regional Sul, 2007. p. 1-4.
- HANSON, P.C., CARPENTER, S.R.; CARDILLE, J.A.; COE, M.T.; WINSLOW, L.A. Small lakes dominate a random sample of regional lake characteristics. *Freshwater Biology*; v. 52, p.814-822, 2007.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. United Kingdom, 2007. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>>. Acesso em: 25 mar. 2012.
- KHALIL, M.A.K.; RASMUSSEN, R.A.; SHEARER, M.; DALLUGE, R.; REN, L.; DUAN, C.L., Factors affecting methane emissions from rice fields. *J. Geophys. Res.*, v. 103, n. D19, p. 25219-25231, 1998.
- LIMA, I.B.T., Biogeochemical distinction of methane releases from two Amazon hydroreservoirs. *Chemosphere*; V.59, p.1697-1702, 2005.
- MARANI, L. Estudo da emissão de metano no Pantanal Sul Matogrossense. 2007. 108 p. (INPE-14776-TDI/1229). Tese (Doutorado em Geofísica Espacial) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2007.
- MARANI, L.; ALVALÁ, P. C. Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. *Atmospheric Environment*, 2007, v. 41, p. 1627-1633.
- MELACK, J. M.; HESS, L. L.; GASTIL, M.; FORSBERG, B. R.; HAMILTON, S. K.; LIMA, I. B. T.; NOVO, E. M. L. M. Regionalization of methane emissions in the Amazon basin with microwave remote sensing. *Global Change Biol.* , v. 10, p. 530-544, 2004.
- NOVO, E. M. L. M.; TUNDISI, J. G. Contribution of remote sensing techniques to the assessment of methane emission from large tropical reservoirs. *Remote Sensing Reviews*, v. 10, p. 143-153, 1994.
- RAMANATHAN, V.; CICERONE, R. J.; SING, H. B.; KIEHL, J. T., Trace gas trend and their potential role in climate change. *J. Geophys. Res.*, v. 90, p. 5547-5566, 1985.
- VALENÇA, W.; ROSA, L. P. Impactos socioeconômicos da hidroelétrica de Tucuruí. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA, 6, Rio de Janeiro, 1993. Anais. Rio de Janeiro, 1993. V. 1, p. 83-88.
- WUEBBLES, D. J.; HAYLOE, K. Atmospheric methane and global change. *Earth-Science Reviews*, v. 57, p. 177-210, 2002.
- XAVIER, M. E. R. ; KERR, A. A. F. S. . A Análise do Efeito Estufa em Textos Para-didáticos e Periódicos Jornalísticos. *Caderno Brasileiro de Ensino de Física*, Brasil, v. 21, n.3, p. 325-349, 2004.