

**IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas**  
**Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade**

**Impacto da Colheita de Cana-de-açúcar nos Mamíferos e Répteis Silvestres**  
**da Região do Pontal do Paranapanema, SP.**

**Mônica Dib Bariani**

**Nazaré Paulista - SP**

**2010**

**Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade**

**Impacto da Colheita de Cana-de-açúcar nos Mamíferos e Répteis Silvestres  
da Região do Pontal do Paranapanema, SP.**

**Mônica Dib Bariani**

Trabalho final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável do Instituto de Pesquisas Ecológicas como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

**Orientador: Dr. Laury Cullen Jr.**

**Co-orientador: Dr. Alexandre Uezu**

**Co-Orientadora: Dra. Cristiana Saddy Martins**

**Nazaré Paulista - SP**

**2010**

## **AGRADECIMENTOS**

Pais

Orientadores

Pessoal Ipê (Teodoro e Nazaré)

ETH (Ricardo, pessoal do escritório e de campo)

Márcio Martins (cobras) e Walfrido Moraes Tomás e Rafael Morais Chiaravalloti  
(pegadas)

Família e amigos

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	5
A cana-de-açúcar no Brasil .....	5
A Mata Atlântica e as consequências da fragmentação .....	7
A fauna silvestre em áreas de agricultura .....	9
OBJETIVOS .....	11
REFERÊNCIAS .....	12
ARTIGO CIENTÍFICO .....	20
“IMPACTO DA QUEIMA DA CANA-DE-AÇÚCAR EM MAMÍFEROS E RÉPTEIS SILVESTRES DO PONTAL DO PARANAPANEMA, SP” .....	20
RESUMO .....	21
ABSTRACT .....	22
INTRODUÇÃO .....	23
MATERIAL E MÉTODOS .....	25
Caracterização da Área de Estudo .....	25
Áreas Amostrais .....	26
Coleta de dados .....	27
Análise de Dados .....	28
RESULTADOS .....	30
DISCUSSÃO .....	35
APÊNDICE 1 .....	46
APÊNDICE 2 .....	48
APÊNDICE 3 .....	49

[Mo1] Comentário: Numerar páginas!

## **INTRODUÇÃO GERAL**

### **A cana-de-açúcar no Brasil**

Até os anos 1970 o etanol não era muito utilizado como combustível, quando houve um grande aumento no custo do petróleo e países dependentes de sua importação, como o Brasil, precisaram buscar combustíveis alternativos (Câmara, 2003; IBGE, 2008; Goldemberg, 2008). Por ser um dos líderes de produção de açúcar a partir da cana-de-açúcar, o governo brasileiro passou a encorajar o redirecionamento de alguns produtores da cana a gerar etanol, substituto da gasolina, reduzindo a importação de petróleo (Goldemberg, 2008). Para isso, em 1975, criou o Programa Nacional do Álcool (Pró-Álcool) que propiciou melhorias genéticas nos cultivos, criação de sementes adaptadas, melhorias tecnológicas nas usinas e destilarias e desenvolvimentos na indústria automobilística (Rodrigues & Ortiz, 2006).

Mesmo com o fim do Pró-Álcool na década de 1980, o Brasil continuou com a grande produção de açúcar e etanol e hoje a cana ocupa cerca de sete milhões de ha, representando 2% da terra arável do país, sendo o Brasil o maior produtor de etanol combustível do mundo (45%), seguido pela Índia, Tailândia e Austrália (UNICA, 2009). Segundo Goldemberg (2008), existem 2.9 milhões de ha de cultivo da cana destinada para a produção de etanol no Brasil; outros 3.2 milhões de ha são usados para a produção de açúcar. Somente no primeiro semestre de 2008 houve um aumento de 0,4% dos derivados da cana-de-açúcar, sendo que a produção de álcool aumentou 10,4% devido à demanda interna em função do crescimento do

número de veículos biocombustíveis (IBGE, 2008). Hoje, o estado de São Paulo é responsável por quase 1/3 da produção de etanol do país (Assunção *et al.*, 2005; Goldemberg, 2008).

Além de ser um combustível renovável que serve como substituto do petróleo, o etanol apresenta outras vantagens sobre a gasolina, pois reduz a emissão de gases que causam o efeito estufa, melhorando a qualidade do ar em áreas metropolitanas (Szmrecsányi, 1994; Goldemberg, 2008; Gonçalves *et al.*, 2008). Porém, o uso intensivo de produtos químicos nos canaviais contamina rios, lençóis freáticos e solo e o uso de resíduos industriais, como a vinhaça que é utilizada como fertilizante, pode significar uma ameaça ao meio ambiente local e ao homem, pois esta é considerada cem vezes mais poluente que o esgoto doméstico (Gonçalves *et al.*, 2008).

Apesar de o etanol apresentar vantagens sobre a gasolina, o cultivo da cana pode trazer consequências negativas devido à queimada da palha antes do corte para facilitar a colheita manual, representando grande impacto ambiental (Szmrecsányi, 1994; Assunção *et al.*, 2005; Ometto *et al.*, 2005; Goldemberg *et al.*, 2008; Gonçalves *et al.*, 2008). Essa prática pode danificar o tecido do caule, aumentando o risco de doenças na cana e pode prejudicar a estrutura do solo devido à diminuição da umidade e aumentar o risco de erosão do solo (Szmrecsányi, 1994; Goldemberg *et al.*, 2008; Gonçalves *et al.*, 2008). De acordo com estes autores, além dos impactos ambientais, a queima da cana também pode resultar em aumento dos riscos em sistemas elétricos, ferrovias, rodovias e reservas florestais; além da emissão de gases prejudiciais à saúde, como o CO e CH<sub>4</sub>, e de aumentar a concentração de ozônio em áreas produtoras de cana.

Para minimizar esses efeitos, foi decretada a Lei nº 11.241 (Brasil, 2002) que tem como objetivo diminuir gradativamente o uso do fogo antes da colheita da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Segundo essa Lei, áreas mecanizáveis (terreno acima de 150 ha, com declividade igual ou inferior a 12%, com solo de estrutura que permita a adoção de técnicas usuais de mecanização) deverão eliminar 50% da queima até 2011 e totalmente até 2021. Em áreas não mecanizáveis, 50% da queima deve ser eliminada até 2026 e 100% até 2031. Também não se fará a queima da palha da cana-de-açúcar a menos de 1 km do perímetro da área urbana e das reservas e áreas tradicionalmente ocupadas por indígenas, e a menos de 50 m contados ao redor do limite de estação ecológica, reserva biológica, parques e demais unidades de conservação estabelecidos em atos do poder federal, estadual ou municipal e de refúgio da vida silvestre, conforme as definições da Lei federal nº 9.985 (Brasil, 2000). Além disso, a Lei nº 11.241 (Brasil, 2002) já é veda o emprego do fogo, numa única operação de queima, em área contígua superior a 500 ha.

### **A Mata Atlântica e as consequências da fragmentação**

O estado de São Paulo possui a segunda maior área de remanescentes de Mata Atlântica, bioma considerado o quarto *hotspot* mais importante do mundo (Myers *et al.*, 2000). Esse bioma teve sua história marcada pela exploração, industrialização, urbanização e extração de recursos naturais, resultando em uma redução drástica de sua vegetação natural. Hoje, restam apenas 11,7% de sua extensão original, com a maioria dos fragmentos remanescentes menores que 50 ha (Silva & Casteleti, 2003; Young, 2003; Ribeiro *et al.*, 2009).

O desmatamento, além de causar a redução da quantidade de *habitat* em uma paisagem, reduz também o tamanho dos fragmentos, que podem se tornar

pequenos demais para sustentar uma população de espécies vegetais ou animais (Fahrig, 2003). Essa redução de *habitat* pode aumentar o isolamento entre os fragmentos e quanto menor e mais isolado o fragmento, menor deve ser sua riqueza, abundância e maior será seu risco de extinção de espécies (MacArthur & Wilson, 1967; Bender *et al.*, 2003; Fahrig, 2003).

Os remanescentes florestais, geralmente, são parte de um mosaico complexo de paisagem inserida em ambientes distintos - a matriz - que, na maioria das vezes, é constituída por pasto e agricultura (Chiarello, 2000). Dependendo do tipo de matriz que circunda os fragmentos, as espécies animais podem ter sua movimentação reduzida. (Ricketts, 2001; Daily *et al.*, 2003; Murphy & Lovett-Doust, 2004; Pardini, 2004; Bender & Fahrig, 2005). Porém, além das características da matriz, a movimentação entre fragmentos depende também da biologia e comportamento de cada espécie (Wiens *et al.*, 1997; Pires, *et al.*, 2002; Daily *et al.*, 2003; Passamani, 2003; Bender & Fahrig, 2005; Ewers & Didham, 2006).

A matriz, portanto, pode ser um preditor da vulnerabilidade da espécie ao *habitat*, pois cada animal tem uma sensibilidade e respostas diferentes para cada tipo de matriz (Zollner, 2000; Henle *et al.*, 2004; Pardini, 2004; Laurance, 2008). Esta resposta muitas vezes está relacionada com os hábitos alimentares dos animais, como por exemplo, as espécies generalistas que podem se aproveitar de uma paisagem agrícola (Dotta & Verdade, 2007). Desta forma, é de grande importância conhecer como cada espécie percebe seu ambiente, interage e se movimenta pela paisagem, aumentando a compreensão sobre a configuração espacial dos *habitats* e seus efeitos sobre diferentes espécies.

## **A fauna silvestre em áreas de agricultura**

As mudanças de *habitats* naturais em cultivos têm transformado a composição das comunidades naturais e a agricultura tem sido apontada como uma das maiores causas da perda de biodiversidade no mundo, devido ao uso de pesticidas e fertilizantes, alta quantidade de manipulação física e grande área destinada às plantações (McLaughlin & Mineau, 1995; D'Andrea *et al.*, 1999; Pinto & Prada, 2008). Mesmo que não muito estudada em áreas de agricultura, a fauna pode ser uma parte do processo produtivo dos agroecossistemas, (como contribuir no controle de insetos praga, dentre outros) e pesquisas indicam uma possibilidade grande de uma relação benéfica entre produção e conservação (Gliessman, 2001; Miranda & Avellar, 2008).

Os mamíferos, por exemplo, são bons indicadores do grau de distúrbio em remanescentes florestais, já que têm um papel importante na manutenção e regeneração de florestas tropicais e funções ecológicas essenciais, como a predação, dispersão de sementes, polinização, pastagem e frugivoria (Cuarón, 2000). Alguns mamíferos podem se beneficiar da expansão da agricultura, enquanto outros são vulneráveis a fragmentação e podem se tornar localmente extintos (Laurance, 1994; Zollner, 2000; Crooks, 2002; Gehring & Swihart, 2003). No caso da cana-de-açúcar, as condições ambientais mais estáveis, rápido recobrimento do solo pela vegetação e grande volume de fitomassa epígea, são favoráveis à manutenção da biodiversidade, em especial em áreas de canaviais orgânicos (sem agrotóxico e uso de queimadas), (Beecher *et al.*, 2002; Miranda & Miranda, 2004a; Miranda & Miranda, 2004b; Miranda & Avellar, 2008). Os estudos de Miranda & Miranda (2004a), Miranda & Avellar (2008) e Miranda *et al.* (2008), enfatizam a função de conexão espacial, abrigo, alimentação e repouso para muitas espécies e, por ser um

*habitat* com condições ecológicas diferentes, chegam a abrigar uma fauna diferenciada da encontrada nos *habitats* vizinhos.

Com a predominância já estabelecida de paisagens, cada vez mais serão encontradas paisagens semelhantes a do Pontal do Paranapanema, onde remanescentes florestais são cercados por canaviais (UNICA & MAPA, 2009). Isso torna necessário que a fauna utilize essas plantações, seja para alimentação, abrigo ou como passagem de um fragmento para outro, porém, cada espécie é influenciada de uma forma diferente por essa paisagem e entender como as espécies sobrevivem em áreas fragmentadas, suas adaptações às mudanças ambientais e a variação dos efeitos da fragmentação em diferentes espécies e estruturas de paisagem é de grande importância (Chiarello, 2000; Daily *et al.*, 2003; Pardini, 2004)

Conforme citado, a presença da fauna em áreas agrícolas ainda é pouco estudada e, apesar das pesquisas indicarem uma relação simbiótica e conciliatória entre a agricultura, em especial a cana-de-açúcar, não foi encontrado nenhum trabalho que relacionasse a queima da cana com esses animais (Chiarello, 2000; Gliessman, 2000; Miranda & Miranda, 2004b; Dotta & Verdade, 2007; Gonçalves *et al.*, 2008; Miranda *et al.*, 2008; Miranda & Avellar, 2008).

## **OBJETIVOS**

Avaliar o impacto da queima da cana-de-açúcar em mamíferos e répteis silvestres.

### Objetivos Específicos

- Verificar a mortalidade de mamíferos e répteis durante a queima da cana-de-açúcar;
- Identificar quais as estratégias de fuga dos mamíferos silvestres;
- Identificar quais fatores influenciam na presença de répteis e mamíferos no canavial e em sua mortalidade;
- Avaliar as rotas de fuga dos mamíferos em relação às características da paisagem.

## REFERÊNCIAS

ASSUNÇÃO, VS., KONO, EC., FRIGERIO, R. & LOPES, LT. 2005. Utilização de imagem CBERS-2 na análise e avaliação dos impactos ambientais da cultura da cana-de-açúcar da região de Ribeirão Preto – SP. In *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia: INPE. p. 789-795.

BEECHER, NA., JOHNSON R.J., BRANDLE, JR., CASE, RM. & YOUNG, L.J. 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology*, vol. 16, no. 6, p. 1620-1631.

BENDER, DJ., TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 18, p. 17-39.

BENDER, DJ. & FAHRIG, L. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology*, vol. 86, no. 4, p. 1023-1033.

BRASIL. *Lei Federal nº 9.985*, de 18 de julho de 2000.

BRASIL. *Lei Estadual nº 11.241*, de 19 de setembro de 2002.

CÂMARA, IG. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, IG. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 31-42.

CHIARELLO, AG. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Rev. Brasil. Biol.*, vol. 60, no. 2, p. 237-247.

CROOKS, KR. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, vol. 16, no. 2, p. 488-502.

CUARÓN, AD. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, vol. 14, no. 6, p. 1574-1579.

DAILY, GC., CEBALLOS, G., PACHECO, J., SUZÁN, G. & SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, vol. 17, no. 6, p. 1814-1826.

D'ANDREA, PS., GENTILE, R., CERQUEIRA, R., GRELLE, CEV., HORTA, C & REY, L. 1999. Ecology of small mammals in Brazilian rural area. *Revta. Bras. Zool.*, vol. 16, no. 3, p. 611-620.

DOTTA, G. & VERDADE, LM. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, vol. 7, no. 2, p. 287-292.

EWERS, RM. & DIDHAM, RK. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.*, vol. 81, p. 117-142.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, vol. 34, p. 487-515.

GEHRING, TM. & SWIHART, RK. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biol. Cons.*, vol. 109, p. 283-295.

GLIESSMAN, SR., 2000. *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS. 653p.

GOLDEMBERG, J. 2008. The Brazilian biofuels industry. *Biotechnology for Biofuels*, vol. 1, no. 6, p. 1-7.

GOLDEMBERG, J., COELHO, ST. & GUARDABASSI, P. 2008. The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, vol. 36, p. 2086-2097.

GONÇALVES, DB., FERRAZ, JMG. & SZMRECSÁNYI, T. 2008. Agroindústria e meio-ambiente. In ALVES, F., FERRAZ, JMG., PINTO, LFG. & SZMRECSÁNYI, T. *Certificação socioambiental para a agricultura: desafios para o setor sucroalcooleiro*. Piracicaba/São Carlos: Imaflora/EdUSCar. p. 230-292.

HENLE, K., DAVIES, KF., KLEYER, M., MARGULES, C. & SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, vol. 13, p. 207-251.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2008. *Comentário Agroindústria*. Brasil: IBGE. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/industria/pimpfagro\\_nova/agrocomejun2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/industria/pimpfagro_nova/agrocomejun2008.pdf)>. Acesso em: fevereiro 2009.

LAURANCE, WF. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, vol. 69, p. 23-32.

LAURANCE, WF. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, vol. 141, p. 1731-1744.

MACARTHUR, RH. & WILSON, EO., 1967. *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton University Press. 203p.

MCLAUGHLIN, A. & MINEAU, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 55, p. 201-212.

MIRANDA, JR., ARIEDI, VR., JR, BEYER, DD. & TORRESAN, FE., 2008. *Levantamento faunístico e avaliação da biodiversidade em agrossistemas da bacia*

do Rio Pardo. Campinas: Embrapa Monitoramento e Satélite. 26p. (Documentos On-Line, 66).

MIRANDA, JR. & AVELLAR, LM. 2008 Sistemas agrícolas sustentáveis e biodiversidade faunística: o caso da cana orgânica em manejo agroecológico. *InterfacEHS*, vol 3, no. 2, p 1-13.

MIRANDA, JR. & MIRANDA, EE., 2004a *Sistemas de produção orgânica de cana-de-açúcar: monitoramento qualificado de biodiversidade*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 6p. (Comunicado Técnico 13).

MIRANDA, JR. & MIRANDA, EE., 2004b. *Biodiversidade e sistemas de produção orgânica: recomendações no caso da cana-de-açúcar*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 94p. (Documentos, nº 27).

MURPHY, HT. & LOVETT-DOUST, J. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos*, vol. 105, p. 3-14.

MYERS, N., MITTERMEIER, RA., MITTERMEIER, CG., FONSECA, GAB. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, vol. 403, p. 853-858.

OMETTO, AR., MANGABEIRA, JAC. & HOTT, MC. 2005. Mapeamento de potenciais de impactos ambientais da queima de cana-de-açúcar no Brasil. In *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia: INPE. p. 2297-2299.

PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, vol. 13, p. 2567-2586.

PASSAMANI, M. 2003. *O efeito da fragmentação da Mata Atlântica Serrana sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Santa Teresa, Espírito Santo*. Rio de Janeiro: UFRJ. 115p. [Tese de Doutorado].

PASSAMANI, M. & RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragmented and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, vol. 69, no. 2, p. 305-309.

PINTO, LFG. & PRADA, LS. 2008. Fundamentos da certificação. In ALVES, F., FERRAZ, JMG., PINTO, LFG. & SZMRECSÁNYI, T. *Certificação socioambiental para a agricultura: desafios para o setor sucoalcooleiro*. Piracicaba/São Carlos: Imaflora/EdUSCar. p. 20-37.

PIRES, AS., LIRA, PK., FERNANDEZ, FAS., SCHITTINI, GM. & OLIVEIRA, LC. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biol. Cons.*, vol. 108, p. 229-237.

RIBEIRO, MC., METZGER, JP, MARTENSEN, AC., PONZONI, FJ. & HIROTA, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how in the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Cons.*, vol. 142, p. 1141-1153.

RICKETTS, TH. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, vol. 158, no. 1, p. 87-99.

RODRIGUES, D. & ORTIZ, L., 2006. *Em direção à sustentabilidade da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil*. Porto Alegre/São Paulo: Amigos da Terra Brasil & Vitae Civilis. 37p.

SILVA, JMC. & CASTELETI, CH., 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, IG. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 43-59.

SZMRECSÁNYI, T. 1994. Tecnologia e degradação ambiental: o caso da agroindústria canvieira no estado de São Paulo. *Informações Econômicas*, vol. 24, no. 10, p. 73-82.

UMETSU, F. 2005. *Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica*. São Paulo: USP. 125p. [Dissertação de Mestrado].

UNICA – UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR, 2009. *Setor Sucroenergético – Histórico*. São Paulo: UNICA. Disponível em: <[www.unica.com.br](http://www.unica.com.br)>. Acesso em: fevereiro 2009.

UNICA – UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR & MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2009. *Cana-de-açúcar processada pelas usinas brasileiras*. São Paulo: UNICA/MAPA. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/dadosCotacao/estatistica/>> . Acesso em: janeiro 2009.

WIENS, JA., SCHOOLEY, RL. & WEEKS, RD., Jr. 1997. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? *Oikos*, vol. 78, p. 257-264.

WITH, KA. & CRIST, TO. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, vol. 76, no. 8, p. 2446-2459.

YOUNG, CEF. 2003. Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic Forest of Brazil. In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, IG. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 103-117.

ZOLLNER, PA. 2000. Comparing the landscape level perceptual abilities of Forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 15, p. 523-533.

**ARTIGO CIENTÍFICO**

**“IMPACTO DA QUEIMA DA CANA-DE-AÇÚCAR EM MAMÍFEROS E RÉPTEIS  
SILVESTRES DO PONTAL DO PARANAPANEMA, SP”**

**Mônica Dib Bariani; Laury Cullen Jr; Alexandre Uezu e Cristiana Saddy Martins**

**ZOOLOGY**

## RESUMO

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo e o estado de São Paulo o maior do país. Porém, a queima da palha da cana antes da colheita tem grande impacto ambiental e, associada ao processo de fragmentação da Mata Atlântica, pode afetar a diversidade da fauna. O isolamento entre os fragmentos e o tipo de matriz também podem influenciar a biodiversidade dos remanescentes florestais. O uso dos canaviais pela fauna já é descrito na literatura, e o objetivo deste estudo foi verificar quais espécies usam os canaviais, avaliar o impacto da queima da cana nestas espécies e, quando há fogo, se sua fuga está relacionada com características da paisagem. Foram amostrados canaviais na região do Pontal do Paranapanema - SP, onde foram procuradas e identificadas: 1. pegadas de mamíferos silvestres no entorno dos talhões, 2. animais mortos dentro dos talhões queimados na noite anterior à coleta. Foram detectadas 13 espécies de mamíferos silvestres, sendo algumas delas sensíveis à fragmentação, o que indica que os canaviais estão sendo usados pelos animais. Utilizando a seleção de modelos por AIC (Akaike Information Criterion) foi constatado que nenhuma das variáveis analisadas teve influência significativa nos resultados, exceto pelo número de répteis mortos e o período de coleta de dados, explicado pelas mudanças de temperatura e aumento da precipitação. Assim, os impactos das práticas agrícolas e a relação da fauna com as características da paisagem devem ser mais estudados para que possam ser tomadas ações para a manutenção da biodiversidade na região do Pontal do Paranapanema.

Palavras chave: fragmentação, ecologia de paisagem, matriz, mortalidade.

## **ABSTRACT**

Brazil has the larger sugarcane production of the world and São Paulo state is the main producer. But the process of sugarcane fire harvesting has a major environmental impact and, added to the Atlantic forest fragmentation, causes changes in the faunal biodiversity. Fragment isolation and matrix type can also influence forest biodiversity. It has been documented that animals do use sugarcane plantations. Therefore, this work had the objective of evaluating the impact of sugarcane fire harvesting on the wildlife, verify witch species use this areas and, when fire harvesting occurs, if their escape is associated with the landscape patterns. Our studied sites were located in Pontal do Paranapanema region, where wildlife tracks where identified on the perimeter of sugarcane plantations. Dead animals where also searched inside the fire harvested plantations. None of the analyzed variables through model selection where significant, except for the period of data collection and the number of dead reptiles ( $\Delta AICc = 0$ ). We identified 13 mammal species, some of them sensitive to fragmentation, suggesting that sugarcane plantations are used by wildlife. The impacts of agriculture practices and the relationship between animals and landscape patterns must be understood in order to maintain the biodiversity in Pontal do Paranapanema region and the Atlantic Forest.

Key words: fragmentation, landscape ecology, matrix, mortality.

## INTRODUÇÃO

A cana-de-açúcar ocupa hoje cerca de sete milhões de hectares do Brasil, que é o maior produtor de etanol combustível do mundo (45%) (UNICA, 2009). O etanol é um combustível renovável que serve como substituto do petróleo, apresentando como vantagem sobre a gasolina, por reduzir a emissão de gases que causam o efeito estufa, melhorando a qualidade do ar em áreas metropolitanas (Goldemberg, 2008). Porém, a prática da queimada na palha antes do corte para facilitação da colheita manual apresenta grande impacto ambiental, desde a danificação da própria cana e do solo, até a emissão de gases prejudiciais à saúde (Assunção *et al.*, 2005; Ometto *et al.*, 2005; Goldemberg *et al.*, 2008). Para minimizar esses efeitos, foi decretada a Lei nº 11.241 (Brasil, 2002) que tem como objetivo principal diminuir gradativamente o uso do fogo antes da colheita da cana-de-açúcar, eliminando totalmente a queima até 2021 em áreas mecanizáveis e até 2031 em áreas não mecanizáveis.

Apesar do conhecimento já existente e de leis que regulamentam a produção da cana-de-açúcar, os efeitos da queima, o papel da agricultura na manutenção da biodiversidade e a presença da fauna em áreas agrícolas ainda são pouco conhecidos (Gliessman, 2000; Miranda & Miranda, 2004a). Porém, alguns estudos indicam uma relação simbiótica e conciliatória entre a agricultura e a conservação da fauna, como por exemplo, controlando o número de insetos pragas nos canaviais (Miranda & Miranda, 2004a; Miranda & Avellar, 2008).

Nos últimos cinco anos, a produção de cana-de-açúcar cresceu 66,6% no Brasil e 58,4% no Estado de São Paulo, que hoje é o maior produtor do país, responsável por quase 1/3 da produção de etanol (Assunção *et al.*, 2005; Campos & Santos, 2007; Goldemberg, 2008; UNICA & MAPA, 2009). É também o estado com

a segunda maior área de remanescentes de Mata Atlântica, bioma considerado o quarto *hotspot* mais importante do mundo (Myers *et al.*, 2000), porém somente com 11,7% de sua extensão original e extremamente fragmentado (Ribeiro *et al.*, 2009).

A fragmentação causa a diminuição de área florestal e o aumento do isolamento entre os fragmentos remanescentes (Fahrig, 2003). O grau de isolamento de um fragmento é inversamente proporcional à quantidade de *habitat* em seu redor e a falta deste *habitat* pode dificultar a locomoção dos animais entre os fragmentos (MacArthur & Wilson, 1967; Bender *et al.*, 2003; Fahrig, 2003; Laurance, 2008). Assim, quanto mais isolado o fragmento, mais baixa deve ser sua riqueza de espécies, abundância e, conseqüentemente, será maior o risco de extinção das espécies (MacArthur & Wilson, 1967; Bender *et al.*, 2003; Laurance, 2008).

Porém, somente o isolamento não explica completamente a taxa de migração entre os fragmentos de uma paisagem (Bender *et al.*, 2003). A composição da matriz também pode influenciar na movimentação dos animais entre os fragmentos, tornando os fragmentos mais ou menos efetivamente isolados (Chiarello, 2000; Ricketts, 2001; Pardini, 2004; Murphy & Lovett-Doust, 2004; Bender & Fahrig, 2005; Laurance, 2008). Portanto, características do *habitat* influenciam de formas diferentes a dispersão de cada espécie e, desta forma, é de grande importância conhecer como cada espécie percebe seu ambiente, interage e se movimenta pela paisagem, aumentando a compreensão sobre a configuração espacial dos *habitats* e seus efeitos sobre diferentes espécies (Wiens *et al.*, 1997; Bender & Fahrig, 2005; Zollner & Lima, 2005; Forero-Medina & Vieira, 2009).

Alguns estudos já identificaram a presença da fauna em canaviais (Chiarello, 2000; Miranda & Miranda, 2004a; Dotta & Verdade, 2007; Miranda & Avellar, 2008), mas não foi encontrada nenhuma pesquisa que relacionasse a queima da cana com

**[Mo2] Comentário:** Laury, vc comentou que esse parágrafo está mais para discussão, mas acho importante falar sobre isolamento na introdução já que ela tbm é usada como variável nos modelos. Certo?

os animais. Sendo assim, este trabalho avaliou o impacto da queima da cana-de-açúcar em mamíferos silvestres e répteis locais. Para isso foram verificadas: a) a mortalidade de mamíferos e répteis durante a queima, b) as estratégias de fuga dos mamíferos silvestres, c) a influência do grau de isolamento, período de coleta de dados e proximidade de corpos d'água na presença e mortalidade da fauna no canavial e d) as rotas de fuga dos mamíferos em relação às características da paisagem.

[Mo3] Comentário: Os itens B e D são muito semelhantes. Juntar?

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da Área de Estudo

O Pontal do Paranapanema se localiza no planalto ocidental de São Paulo, no extremo oeste do estado, na confluência dos rios Paraná e Paranapanema (Beduschi Filho & Cordeiro, 2000; Uezu *et al.*, 2006). A altitude da região varia de 250 a 600 m e apresenta duas estações climáticas distintas, sendo uma fria e seca (entre maio e agosto) e outra quente e úmida (entre novembro e fevereiro) (Cadernos ITESP2, 2000). A vegetação da região é Mata Atlântica de interior ou estacional semi-decídua de planalto (Beduschi Filho & Cordeiro, 2000; Cadernos ITESP2, 2000; Oliveira Filho & Fontes, 2000).

Como consequência de uma história de conflitos fundiários, desmatamento, exploração inapropriada e despreocupação com o meio ambiente, hoje a região do Pontal é predominada por grandes latifúndios de pecuária extensiva e culturas de cana-de-açúcar, além de muitos assentamentos rurais. A região do Pontal possui fragmentos florestais com área máxima de 2.000 há, a Estação Ecológica do Mico-leão-preto e o Parque Estadual do Morro do Diabo, hoje o maior remanescente desse tipo de floresta no estado de São Paulo, com 36.000 ha e uma biodiversidade rica e endêmica, inclusive algumas espécies ameaçadas como o mico-leão-preto e a

onça-pintada (Beduschi Filho & Cordeiro 2000; Ditt 2002; Valladares-Padua *et al.* 2002; Uezu *et al.* 2006). A matriz é composta predominantemente por pasto (53% da cobertura do solo) e cana-de-açúcar (23%) (Uezu, 2006).

### **Áreas Amostrais**

Este estudo foi realizado em áreas de cultivo de cana-de-açúcar localizadas próximas aos fragmentos florestais da região que haviam sido submetidas à queimada aberta, na qual se coloca fogo em apenas um dos lados do talhão. Devido à falta de um cronograma de queima pelo empreendedor, não foi possível uma escolha prévia das áreas amostrais, assim, durante o período de coleta de dados foram amostrados os talhões queimados no dia anterior e que, preferencialmente, tinham o corte manual da cana, já que o corte mecânico dificulta a amostragem de animais mortos (Figura 1).

A amostragem foi realizada em dois períodos, sendo o primeiro entre 11 de maio e 5 de junho e o segundo de 5 de agosto a 1 de setembro de 2009. Foram amostradas 16 áreas. Para análise das pegadas o tamanho dos talhões variou de 4,36 a 115,14 ha, e 15 para animais mortos variando de 3,53 a 73,51 ha. Para amostragem de animais mortos só foram consideradas áreas com corte manual.

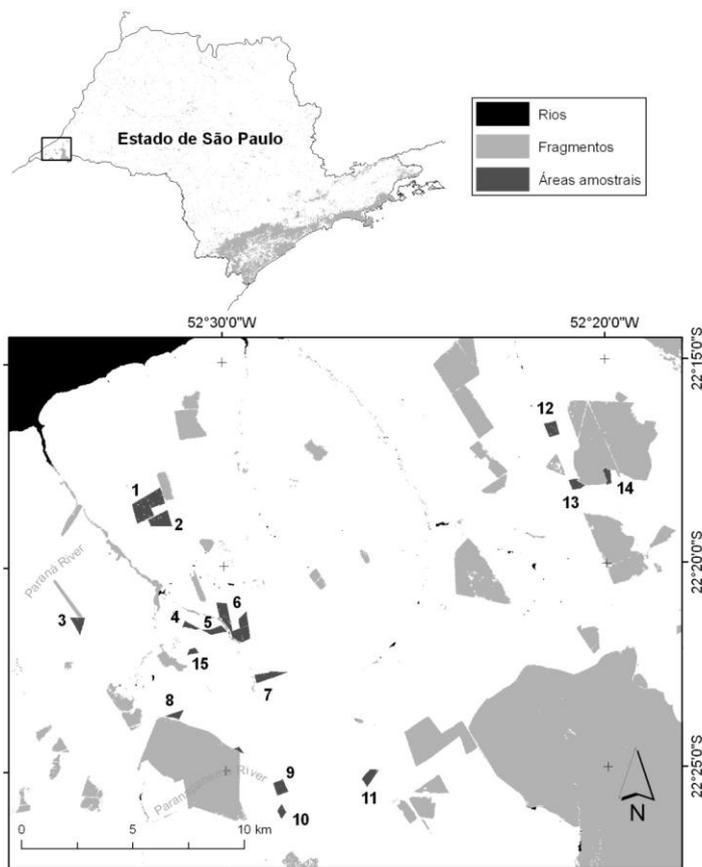


Figura 1. Mapa com áreas amostrais e sua numeração, fragmentos florestais e rios.

### Coleta de dados

Foram realizadas buscas a pé por pegadas de mamíferos silvestres em toda a volta de cada talhão e, quando encontradas, fotografadas sempre com algum objeto ao lado para referência de tamanho para, quando necessária, uma posterior identificação da espécie. Também foi verificada sua direção com uma bússola e a localização com GPS de navegação (acurácia de 10 m). Pegadas antigas ou que indicavam a movimentação do animal no sentido ao talhão queimado foram excluídas da análise, já que não correspondiam ao objetivo do trabalho.

Os animais mortos foram procurados dentro do talhão onde a cana já havia sido queimada e colhida. Quando encontrados, fotografados para futura identificação da espécie e era verificada sua localização com um GPS de navegação (acurácia de 10 m).

### **Análise de Dados**

As espécies de mamíferos silvestres identificadas através de pegadas foram separadas em grupos de acordo com o tipo *habitat* (florestais e não florestais) e a sensibilidade (sensível e não sensível), utilizando como parâmetro dados da literatura (Emmons, 1990; Eisenberg & Redford, 1999, Reis *et al.*, 2006). Foram consideradas estritamente florestais aquelas espécies que não se adaptam a ambientes antropizados, pastos e nem agricultura e que necessitam de floresta densa e conservada para sobrevivência. Quanto à sensibilidade foram consideradas a necessidade de mata muito bem preservada, tamanho de área de vida grande, preferência alimentar e as categorias de ameaças IUCN (IUCN, 2009) e da fauna brasileira ameaçada (Machado *et al.*, 2008).

Para relacionar os fatores da paisagem com a riqueza de mamíferos nos canaviais e a mortalidade de animais durante a queima, foram propostos modelos lineares com a distribuição de Poisson (Modelos Lineares Generalizados, Crawley, 2007) e utilizada a seleção de modelo para ordenar os modelos mais prováveis para explicar a variação dessas. Os modelos incluíram: 1. o isolamento, pois quanto mais isolado, menor deve ser a riqueza e abundância de espécies nos fragmentos (MacArthur & Wilson, 1967; Bender *et al.*, 2003; Laurance, 2008); 2. distância de corpos d'água devido a necessidade de muitas espécies de estarem próximas à água e; 3. o período de coleta de dados pois o comportamento de alguns animais,

principalmente répteis, é influenciado pela temperatura e precipitação, que varia com o tempo.

Para medir o isolamento de cada área amostral foi usado o programa Fragstats (McGarigal *et al.* 2002), no qual foi considerado um perímetro de raio de 1 km a partir do centro de cada área e somada a relação da distância e área total de todos os fragmentos inseridos, pelo menos parcialmente, no perímetro delimitado (Bender *et al.* 2003). Como os talhões de cana tinham tamanhos diferentes, esse parâmetro foi adotado nos modelos (*offset*) para corrigir a diferença no esforço amostral.

Os seguintes modelos foram analisados para cada um dos quatro grupos de mamíferos (florestais, não florestais, sensíveis e não sensíveis):

Md0 - grupo de mamíferos = 1 + área dos talhões (*offset*),

Md1 - grupo de mamíferos = distância de corpos d'água + área dos talhões (*offset*),

Md2 - grupo de mamíferos = isolamento + área dos talhões (*offset*),

Md3 - grupo de mamíferos = distância de corpos d'água + isolamento + área dos talhões (*offset*).

E foram propostos os seguintes modelos para a abundância de animais e de serpentes mortas:

Md0 - abundância + área dos talhões (*offset*),

Md1 - abundância + distância de corpos d'água + área dos talhões (*offset*),

Md2 - abundância + isolamento + área dos talhões (*offset*),

Md3 - abundância + período de coleta + área dos talhões (*offset*),

Md4 - abundância + distância de corpos d'água + isolamento + área dos talhões (*offset*),

Md5 - abundância + distância de corpos d'água + período de coleta + área dos talhões (*offset*),

Md6 - abundância + isolamento + período de coleta + área dos talhões (*offset*),

Md7 - abundância + distância de corpos d'água + isolamento + período de coleta + área dos talhões (*offset*).

As análises foram realizadas no programa estatístico R 2.6.1. (R Development Core Team, 2009). Para a seleção de modelos foram calculados o AICc (Akaike's Information Criterion corrigido para amostras pequenas), o  $\Delta$ AICc que é a diferença entre o modelo em questão – sendo que modelos com  $\Delta$ AICc menores que dois são considerados plausíveis – e o modelo com o menor AICc, o wAIC para calcular a probabilidade de ocorrer o mesmo resultado no caso de uma nova coleta de dados e a razão de evidência para comparar a diferença entre os modelos (Burnham & Anderson, 1998).

Para a análise da direção de fuga foram consideradas as áreas amostrais que se encontravam a no máximo 1 km de distância dos fragmentos florestais ou corpos d'água e, portanto, as áreas 3, 9, 10 e 11 foram excluídas dessa análise. Utilizando o programa ArcGIS, foram traçadas retas de acordo com a direção de cada pegada para identificar quais chegavam em um fragmento florestal ou corpo d'água em no máximo 1 km. Para comparar se havia diferença na direção de fuga entre as espécies florestais e não florestais foram estimadas a proporção de vezes que esses animais se dirigiam para uma área florestal ou corpo d'água. As estimativas foram comparadas graficamente usando o intervalo de confiança

## **RESULTADOS**

### *Riqueza de pegadas*

No total foram identificadas 28 pegadas que correspondem a 13 espécies de mamíferos (Tabela 1), sendo que o animal com maior ocorrência foi o cachorro-do-mato, identificado em 11 áreas. O tatu-peba foi o segundo mais frequente (cinco áreas). A jaguatirica e o mão-pelada foram identificados em duas áreas, sendo que todas as outras espécies só ocorreram em uma área amostral. Em cinco áreas foram encontradas pegadas que não puderam ser identificadas e, portanto, não foram consideradas nas análises estatísticas.

Tabela 1. Espécies de mamíferos silvestres identificados por pegadas e suas classificações quanto ao *habitat* e à sensibilidade.

Ordens	Espécies	Florestal	Sensível
Xenarthra	Tamanduá-mirim ( <i>Tamandua tetradactyla</i> )	Não	Não
	Tatu-peba ( <i>Euphractus sexcinctus</i> )	Não	Não
	Tatu-de-rabo-mole ( <i>Cabassous tatouay</i> )	Sim	Não
	Tatu-galinha ( <i>Dasypus novemcinctus</i> )	Não	Não
Carnívora	Jaguatirica ( <i>Leopardus pardalis</i> )	Sim	Sim
	Jaguarundi ( <i>Herpailurus yagouaroundi</i> )	Sim	Não
	Onça-pintada ( <i>Panthera onca</i> )	Sim	Sim

	Cachorro-do-mato ( <i>Cerdocyon thous</i> )	Não	Não
	Lobo-guará ( <i>Chrysocyon brachyurus</i> )	Não	Não
	Jaratataca ( <i>Conepastus semistriatus</i> )	Não	Não
	Mão-pelada ( <i>Procyon cancrivorus</i> )	Sim	Não
Perissodactyla	Anta ( <i>Tapirus terrestris</i> )	Sim	Sim
Artiodactyla	Veado-mateiro ( <i>Mazama americana</i> )	Sim	Não

---

Das espécies classificadas como florestais três foram identificadas ao lado de fragmentos grandes (de 1.147 a 1.272 ha) e as outras quatro espécies próximas a fragmentos menores e/ou rios, que é uma exigência de *habitat* das espécies deste grupo (Apêndice 3). Dentre as espécies sensíveis, a anta e a onça-pintada estavam adjacentes a fragmentos grandes e a jaguatirica próxima a um rio e a fragmentos menores.

Em todas as seleções o modelo nulo foi o mais plausível, indicando que os parâmetros analisados pouco influenciaram na presença das espécies nos talhões (Apêndice 1). Porém, o modelo para espécies sensíveis e o para espécies florestais que consideram a proximidade com cursos d'água também tiveram  $\Delta AICc < 2$ .

#### *Abundância de animais mortos*

Entre os animais mortos foram encontrados principalmente serpentes, que apresentaram maior abundância do que os mamíferos (Tabela 2). No primeiro período de coleta foram amostrados 45 ha a mais do que no segundo, e mesmo assim no primeiro foram encontrados apenas um roedor, uma jararaca e uma cobra-cipó, enquanto que no segundo período foram encontrados três tapitis, três jararacas, cinco cascavéis e uma cobra-verde. Essa diferença entre períodos fica evidente na seleção de modelos, pois o período de coleta de dados foi a variável que melhor explicou a abundância de cobras mortas, já que possui o  $\Delta AICc$  igual a zero (Tabela 3).

Tabela 2. Espécies de animais mortos, sua abundância e ocorrência.

Classes			Abundância	Ocorrência		
Répteis	Famílias	Espécies				
			Viperidae	Jararaca	4	3
			( <i>Bothrops jararaca</i> )			
			Cascavel	5	3	
			( <i>Crotalus durissus</i> )			
	Colubridae	Cobra-cipó	1	1		
		( <i>Chironius</i> sp.)				
		Cobra-verde	1	1		
		( <i>Philodryas olfersii</i> )				
Mamíferos	Ordens	Espécies				
			Lagomorpha	Tapiti		
				( <i>Sylvilagus brasiliensis</i> )	3	1

[Mo4] Comentário: É melhor separar em duas tabelas (répteis e mamíferos) ou deixar como está?

Rodentia      Família Echimyidae      1      1

Tabela 3. Modelos de abundância de cobras mortas encontradas.

Modelos	Variáveis	AICc	$\Delta$ AICc	wAIC	Evidência
3	período	27,7	0	0,6	1
5	água + período	30,4	2,74	0,15	3,94
6	isolamento+período	31,4	3,69	0,1	6,33
0		31,5	3,85	0,09	6,84
2	isolamento	34,5	6,84	0,02	30,56
1	água	34,6	6,87	0,02	31,08
7	água + isolamento + período	35,1	7,36	0,02	39,56
4	água + isolamento	38,1	10,4	0	180,97

**[Mo5] Comentário:** Aqui foi pedido para explicar o que quer dizer cada valor e quando são significativos, mas isso já está no material e métodos. Precisa escrever novamente?

#### *Direção de fuga*

Dos 10 animais florestais identificados, metade tiveram direção de fuga para a mata e/ou cursos d'água e a outra metade não. Dos 19 animais não florestais, 13 foram em sentido à fragmentos e/ou cursos d'água e seis foram para outras áreas. Porém, os intervalos de confiança se sobrepuseram, logo não houve diferença significativa entre a direção de fuga de espécies florestais e não florestais (Figura 2).

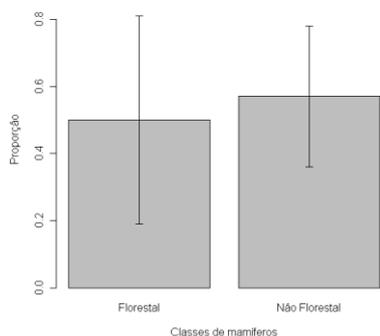


Figura 2. Porcentagem de espécies florestais e não florestais cujas pegadas estavam direcionadas para fragmentos florestais e/ou cursos d'água.

## DISCUSSÃO

### *Pegadas*

Somente três espécies encontradas nos canaviais foram consideradas sensíveis, o que significa que 10 das espécies encontradas não devem ser vulneráveis na região, pois se adaptam bem em *habitats* modificados e/ou a disponibilidade de alimentos, além de não necessitarem de áreas muito grandes para sua sobrevivência. Todos os mamíferos sensíveis foram registrados ao lado de fragmentos e vários dos animais florestais foram identificados próximos a matas e/ou corpos d'água, o que sugere que estes animais não devem utilizar muito os canaviais. Porém, esse padrão não pôde ser revelado nas análises estatísticas provavelmente devido à baixa taxa de presença desses animais.

A grande frequência do cachorro-do-mato (85% das áreas) se deve ao fato de ser uma espécie generalista, onívora e que se adapta muito bem às condições do ambiente e disponibilidade de recursos (Berta, 1982; Jácomo *et al.*, 2004). O tatu-

peba também possui características semelhantes ao cachorro-do-mato (Redford & Wetzel, 1985) e, portanto, foi a espécie com segunda maior frequência de ocorrência.

Muitas das espécies que ocorrem na região do Pontal do Paranapanema não foram encontradas neste estudo (Apêndice 2), como por exemplo, alguns roedores e primatas. Isso pode ter ocorrido devido ao método de identificação por pegadas, já que os primatas passam a maior parte do dia nas copas das árvores e os roedores menores têm uma pegada muito leve para o terreno arenoso onde a maioria das pegadas foi encontrada. Outros animais, como o queixada, não vivem em ambientes modificados e, portanto, não devem utilizar as áreas de cana-de-açúcar (Tiepolo & Tomas, 2006).

Algumas espécies também foram encontradas em outros estudos em canaviais como o tatu-galinha, tatu-peba, tamanduá-mirim, cachorro-do-mato, lobo-guará, jaguarundi, jaguatirica, mão-pelada e veado (Miranda & Miranda, 2004a; Dotta & Verdade, 2007; Miranda *et al.*, 2008; Miranda & Avellar, 2008). Isso indica que a cana-de-açúcar pode ser uma matriz pela qual estas espécies podem usar como conexão entre fragmentos ou até mesmo encontrar recursos, como alimento e abrigo.

Os resultados da seleção de modelos demonstram que as variáveis analisadas tiveram pouca ou nenhuma influência na riqueza dos mamíferos identificados, ao contrário do que sustenta a literatura que aponta o isolamento como um dos fatores que mais tem impacto na biodiversidade. Porém, Pardini (2004), em seu trabalho com pequenos mamíferos, notou que variáveis como a área e isolamento não tiveram tanta influência como a qualidade da matriz. Isso sugere que

a cana-de-açúcar não apresenta uma barreira para o deslocamento de muitas das espécies consideradas neste estudo. Assim como em alguns estudos que indicam que muitos mamíferos, quando em ambiente fragmentado, usam a matriz de cana para locomoção, alimentação e abrigo (Miranda & Miranda, 2004a; Miranda & Avellar, 2008).

#### *Animais mortos*

Entre os 15 vertebrados encontrados mortos, 11 eram répteis (73%) e nenhum animal de grande porte foi encontrado. Isso sugere que esses animais conseguem fugir do fogo e, provavelmente, essa prática não acarreta muitos problemas para os animais de grande porte, talvez pela forma como é colocado o fogo, permitindo que a fauna fuja pelo lado oposto.

Ao contrário da maioria dos grandes e médios mamíferos, as serpentes têm baixo poder de dispersão, o que deve ser a causa de estes animais serem a maioria no grupo dos animais mortos (Nally & Brown, 2001; Henle *et al.*, 2004). A maioria das serpentes encontradas eram noturnas (quatro jararacas e cinco cascavéis) e, portanto, estavam em maior atividade quando iniciou o fogo no canavial (Freitas, 2003; Barbo, 2008; Domenico, 2008). Além das 11 serpentes encontradas, outras foram vistas sendo carregadas por aves antes de serem identificadas, portanto, a quantidade de cobras mortas foi maior do que a registrada.

O período de coleta de dados foi o fator que melhor explicou a maior mortalidade de répteis e, provavelmente, a variação na temperatura e precipitação devem ter influenciado essa diferença entre os períodos, pois as serpentes são animais ectodérmicos e necessitam da temperatura ambiente para manter sua temperatura corporal sendo a maior parte deste controle feito através de mudanças

de comportamento, como pequenos movimentos, postura e seleção de micro *habitats* (Zug *et al.*, 2001; Freitas, 2003). Logo, mesmo a baixa variação de temperatura média entre os dois períodos de coleta (22°C e 21,3°C) pode ter influenciado no número de serpentes mortas (PROTIM, 2009).

Segundo Barbo (2008), as jararacas são mais ativas durante a estação chuvosa, o que pode explicar o fato de 75% das jararacas terem sido encontradas durante o segundo período, que teve precipitação média de 4,9 mm/dia, enquanto que no primeiro período foi somente de 1,7 mm/dia (PROTIM, 2009). Além disso, serpentes noturnas (como a jararaca e a cascavel) são ativas em temperaturas menores que as diurnas, porém a atividade durante a noite não resulta em uma performance ótima, afetando a fuga de predadores (Zug *et al.*, 2001) e, no caso das espécies noturnas encontradas neste levantamento, pode ter afetado a capacidade de fuga no momento da queimada.

#### *Direção de fuga*

Como a análise não demonstrou diferença significativa entre a direção de fuga entre animais florestais e não florestais, sugere-se que outros fatores possam estar influenciando esse comportamento. Em estudos sobre direção de movimentação de mamíferos, autores consideram também a direção do vento, características da matriz e outras variáveis que podem influenciar a espécie em foco (Wiens *et al.*, 1997; Bender & Fahrig, 2005; Forero-Medina & Vieira, 2009). Segundo relatos de trabalhadores da Usina, os mamíferos fogem para o talhão com cana em pé mais próximo e o último talhão ainda com cana em um setor costuma abrigar muitos animais refugiados do fogo das queimas anteriores.

A seleção de *habitat* também é específica para cada espécie (por exemplo, distância de um fragmento ao outro), fazendo variar a direção de movimentação (Zollner & Lima, 2005). Assim, diferentes espécies têm respostas distintas ao ambiente em que está e seu trajeto também pode variar. Assim, são necessários estudos que expliquem a resposta de cada espécie com relação à matriz e outras variáveis, como direção do vento, luminosidade (no caso de um animal com boa visibilidade noturna) e direção do fogo, que neste caso deve ter sido o fator decisivo na direção de fuga.

### *Conclusão*

A presença de mamíferos generalistas nos talhões de cana-de-açúcar, como já era previsto, confirma o uso desta matriz como abrigo, local de forrageio ou de passagem. E, além das espécies generalistas, espécies sensíveis que não eram esperadas nesta matriz foram identificadas, apesar de sempre próximas à fragmentos florestais. Essa proximidade dos animais mais dependentes de florestas às matas vizinhas ao canavial indica que a distância mínima de 50 m entre remanescentes florestais e talhões queimados, como previsto pela Lei nº 11.241 (Brasil, 2002), deveria ser maior para evitar que o fogo prejudique estes animais.

Como a cana se mostrou um conector espacial, seriam necessários outros estudos comparando diferentes matrizes para que se saiba se a cana-de-açúcar é realmente uma matriz que propicia essa movimentação de melhor forma do que outros tipos de cultivo ou pasto. Também seria interessante saber como cada espécie responde às diferentes matrizes, pois assim se teria um conhecimento mais acurado dos impactos que a agricultura causa nas espécies animais de sua região.

Estudos sobre como é a relação da fauna local com as características da paisagem e mobilidade em meio à cana são importantes para que a localização dos talhões e a direção do fogo possam ser planejadas de forma que a chance da fauna fugir diretamente para um fragmento seja maior. Desta forma, o fogo não seria um complicador da conexão entre os fragmentos, já que os animais são pressionados a usar a cana.

## REFERÊNCIAS

ASSUNÇÃO, VS., KONO, EC., FRIGERIO, R. & LOPES, LT. 2005. Utilização de imagem CBERS-2 na análise e avaliação dos impactos ambientais da cultura da cana-de-açúcar da região de Ribeirão Preto – SP. In *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia: INPE. p. 789-795.

BARBO, FE. 2008. *Composição, história natural, diversidade e distribuição das serpentes no município de São Paulo, SP*. São Paulo: USP. 73p. [Dissertação de Mestrado].

BEDUSCHI FILHO, LC. & CORDEIRO, LE, 2000. *Sistematização e análise de atividades de extensão agroflorestal voltadas ao desenvolvimento sustentável de assentamentos rurais na região do Pontal do Paranapanema, SP*. Teodoro Sampaio: IPÊ. 49p. (Informe Técnico Final, IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas).

BEECHER, NA., JOHNSON RJ., BRANDLE, JR., CASE, RM. & YOUNG, LJ. 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology*, vol. 16, no. 6, p. 1620-1631.

BENDER, DJ., TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 18, p. 17-39.

BENDER, DJ. & FAHRIG, L. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology*, vol. 86, no. 4, p. 1023-1033.

BERTA, A. 1982. *Cerdocyon thous*. *Mammalian Species*, vol. 186, p. 1-4.

BRASIL. *Lei Estadual nº 11.241*, de 19 de setembro de 2002.

BURNHAM, KP. & ANDERSON, DR, 1998. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer-Verlag, 2ª ed. 488p.

CADERNOS ITESP2, 2000. *Pontal Verde: plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema*. São Paulo: ITESP. 2ª ed. 80p.

CÂMARA, IG. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, IG. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 31-42.

CAMPOS, RJ. & SANTOS, HF. 2007. Levantamento ecológico de mamíferos em agroecossistema de cana-de-açúcar. In *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu: SEB – Sociedade de Ecologia do Brasil. p. 1-2.

CHIARELLO, AG. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Rev. Brasil. Biol.*, vol. 60, no. 2, p. 237-247.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO & SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG, 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília: MMA/SBF. 40p.

CRAWLEY, MJ., 2007. *The R Book*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd. 942p.

DITT, EH., 2002. *Fragmentos Florestais no Pontal do Paranapanema*. São Paulo: Annablume. 140p.

DOMENICO, EA. 2008. Herpetofauna do mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga (SP). São Paulo: USP. 199p. [Dissertação de Mestrado].

DOTTA, G. & VERDADE, LM. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, vol. 7, no. 2, p. 287-292.

EISENBERG & REDFORD, 1999. Mammals of the neotropics. Vol. 3. Chicago: The University of Chicago Press. 609 p.

EMMONS, LH. 1990. Neotropical Rainforest Mammals: a field guide. Chicago: The University of Chicago Press. 281 p.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, vol. 34, p. 487-515.

FREITAS, MA., 2003. *Serpentes Brasileiras*. Bahia: Malha de Sapo Publicações. 160p.

GLIESSMAN, SR., 2000. *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS. 653p.

GOLDEMBERG, J. 2008. The Brazilian biofuels industry. *Biotechnology for Biofuels*, vol. 1, no. 6, p. 1-7.

GOLDEMBERG, J., COELHO, ST. & GUARDABASSI, P. 2008. The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, vol. 36, p. 2086-2097.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2008. *Comentário Agroindústria*. Brasil: IBGE. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/industria/pimpfagro\\_nova/agrocomejun2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/industria/pimpfagro_nova/agrocomejun2008.pdf)>. Acesso em: fevereiro 2009.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE, 2009. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2*. Cidade: IUCN. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em: setembro 2009.

JÁCOMO, ATA., SILVEIRA, L. & DINIZ-FILHO, JAF. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in Central Brazil. *J. Zool. Lond.*, vol. 262, p. 99-106.

LAURANCE, WF. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, vol. 141, p. 1731-1744.

MACARTHUR, RH. & WILSON, EO., 1967. *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton University Press. 203p.

MACHADO, ABM., DRUMMOND, GM. & PAGLIA, AP., 2008. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília/Belo Horizonte: MMA & Fundação Biodiversitas, 1ªed, 2v, 1420p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, SA., NEEL, MC. & ENE, E. 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Versão 3.3. Amherst: University of Massachusetts.

MIRANDA, JR., ARIEDI, VR., JR, BEYER, DD. & TORRESAN, FE., 2008. *Levantamento faunístico e avaliação da biodiversidade em agrossistemas da bacia do Rio Pardo*. Campinas: Embrapa Monitoramento e Satélite. 26p. (Documentos On-Line, 66).

MIRANDA, JR. & AVELLAR, LM. 2008 Sistemas agrícolas sustentáveis e biodiversidade faunística: o caso da cana orgânica em manejo agroecológico. *InterfacEHS*, vol 3, no. 2, p 1-13.

MIRANDA, JR. & MIRANDA, EE., 2004a *Sistemas de produção orgânica de cana-de-açúcar: monitoramento qualificado de biodiversidade*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 6p. (Comunicado Técnico 13).

MIRANDA, JR. & MIRANDA, EE., 2004b. *Biodiversidade e sistemas de produção orgânica: recomendações no caso da cana-de-açúcar*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 94p. (Documentos, nº 27).

MYERS, N., MITTERMEIER, RA., MITTERMEIER, CG., FONSECA, GAB. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, vol. 403, p. 853-858.

OLIVEIRA-FILHO AT., FONTES, MAL. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, vol. 32, no. 4b, p. 793-810.

OMETTO, AR., MANGABEIRA, JAC. & HOTT, MC. 2005. Mapeamento de potenciais de impactos ambientais da queima de cana-de-açúcar no Brasil. In *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia: INPE. p. 2297-2299.

PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, vol. 13, p. 2567-2586.

PERES, CA. 1989. Ground fires as agents of mortality in a central Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.*, vol. 15, p. 535-541.

PROTIM - PORTAL DE TECNOLOGIA DA INFORMAÇÃO PARA METEOROLOGIA, 2009. *Banco de dados climáticos*. Cidade: Editor. Disponível em:

<<http://bancodedados.cptec.inpe.br/climatologia/index.jsp>>. Acesso em: setembro 2009.

R Development Core Team. 2009. *R 2.6.1*.

REDFORD, KH. & WETZEL, RM. 1985. *Euphractus sexcinctus*. *Mammalian Species*, vol. 252, p. 1-4.

REIS, NR, PERACCHI, AL, PEDRO, WA & LIMA IP. Mamíferos do Brasil. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina. 437p.

RIBEIRO, MC, METZGER, JP, MARTENSEN, AC., PONZONI, FJ. & HIROTA, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how in the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Cons.*, vol. 142, p. 1141-1153.

RICKETTS, TH. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, vol. 158, no. 1, p. 87-99.

RODRIGUES, D. & ORTIZ, L., 2006. *Em direção à sustentabilidade da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil*. Porto Alegre/São Paulo: Amigos da Terra Brasil & Vitae Civilis. 37p.

SILVA, JMC. & CASTELETI, CH., 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, IG. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 43-59.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2008. *Atlas dos Remanescentes Florestais de Mata Atlântica Período 2000 – 2005*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. 157p.

TIEPOLO, LM & TOMAS, WM. 2006. Ordem Artiodactyla. In REIS, NR; PERACCHI, AL; PEDRO, WA & LIMA, IP. *Mamíferos do Brasil*. Londrina: UEL. p. 283-303.

UEZU, A., RANIERI, SBL. & OGRZEWALSKA, MH, 2006. *Caracterização do meio físico da estação ecológica do mico-leão preto*. Relatório para elaboração do Plano de Manejo. 32p.

UNICA – UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR, 2009. *Setor Sucroenergético – Histórico*. São Paulo: UNICA. Disponível em: <[www.unica.com.br](http://www.unica.com.br)>. Acesso em: fevereiro 2009.

UNICA – UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR & MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2009. *Cana-de-açúcar processada pelas usinas brasileiras*. São Paulo: UNICA/MAPA. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/dadosCotacao/estatistica/>> . Acesso em: janeiro 2009.

VALLADARES-PADUA, C., PADUA, SM. & CULLEN L., JR. 2002. Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives. *Environmental Science & Policy*, vol.5, p.69-78.

WIENS, JA., SCHOOLEY, RL. & WEEKS, RD., Jr. 1997. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? *Oikos*, vol. 78, p. 257-264.

YOUNG, CEF. 2003. Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic Forest of Brazil. In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, IG. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: Island Press. p. 103-117.

ZUG, GR., VITT, LJ. & CALDWELL, JP., 1993. *Herpetology. An introductory biology of amphibians and reptiles*. California, EUA: Academic Press. 630p.

## APÊNDICE 1

Tabelas dos resultados das seleções de modelo para riqueza total e riqueza para mamíferos, sensíveis, não sensíveis, florestais e não florestais.

Modelos	Variáveis	AICc	$\Delta$ AICc	wAIC	Evidência
0		48,12	0	0,66	1
2	isolamento	50,76	2,63	0,18	3,73
1	água	51,28	3,16	0,14	4,85
3	água + isolamento	54,57	6,45	0,03	25,18

Modelos	Variáveis	AICc	$\Delta$ AICc	wAIC	Evidência
0		17	0	0,49	1
1	água	17,75	0,75	0,33	1,45
2	isolamento	19,77	2,77	0,12	3,99
3	água + isolamento	21,26	4,26	0,06	8,42

Modelos	Variáveis	AICc	$\Delta$ AICc	wAIC	Evidência
0		18,4	0	0,69	1
1	água	21,57	3,17	0,14	4,87
2	isolamento	21,57	3,17	0,14	4,88
3	água + isolamento	25,38	6,97	0,02	32,68

Modelos	Variáveis	AICc	$\Delta$ AICc	wAIC	Evidência
0		22,44	0	0,59	1
1	água	24,12	1,69	0,25	2,33
2	isolamento	25,58	3,15	0,12	4,83
3	água + isolamento	27,92	5,49	0,04	15,53

Modelos	Variáveis	AICc	$\Delta$ AICc	wAIC	Evidência
0		18,4	0	0,69	1
1	água	21,57	3,17	0,14	4,87

2	isolamento	21,57	3,17	0,14	4,88
3	água + isolamento	25,38	6,97	0,02	32,68

## APÊNDICE 2

Espécies de mamíferos presentes na Região do Pontal do Paranapanema que não foram identificadas neste estudo e suas classificações.

Ordens	Espécies	Florestal	Sensível
Rodentia	Cotia ( <i>Dasyprocta azarae</i> )		
	Preá ( <i>Cavia</i> sp.)	Não	Não
	Paca ( <i>Agouti paca</i> )		
	Esquilo ( <i>Sciurus aestuans</i> )	Não	Não
	Capivara ( <i>Hydrochaeris hydrochaeris</i> )	Sim	Não
	Ouriço ( <i>Sphiggurus/Coendou?</i> )	Não	Não
Didelphimorphia	Gambá ( <i>Didelphis aurita</i> )	Não	Não
Artiodactyla	Cateto ( <i>Pecari tajacu</i> )	Não	

	Queixada ( <i>Tayassu pecari</i> )	Sim	Sim
Carnivora	Furão ( <i>Galiatis</i> sp.)	Não	
	Irara ( <i>Eira barbara</i> )	Não	Não
	Coati ( <i>Nasua Nasua</i> )		Não
	Gato-do-mato ( <i>Leopardus</i> sp.)		
	Onça-parda ( <i>Puma concolor</i> )	Não	Não
Primates	Macaco-prego ( <i>Cebus apella</i> )	Não	Não
	Bugio ( <i>Alouatta fusca</i> )	Sim	Não
	Mico-leão-preto ( <i>Leontopithecus chrysopygus</i> )	Sim	Sim

### APÊNDICE 3

Mapa com áreas amostrais onde foram encontrados mamíferos florestais e areas onde não foram encontrados.

