CÁSSIO ROBERTO LEONEL PETERKA

Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal do Paranapanema, SP

São Paulo
2008

CÁSSIO ROBERTO LEONEL PETERKA

Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal do Paranapanema, SP

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia Experimental e Aplicada às Zoonoses da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção de título de Mestre em Medicina Veterinária

Departamento:

Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal

Área de Concentração:

Epidemiologia Experimental e Aplicada às Zoonoses

Orientador:

Prof. Dr. Fernando Ferreira

São Paulo
2008

Autorizo a reprodução parcial ou total desta obra, para fins acadêmicos, desde que citada a fonte.

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Biblioteca Virginie Buff D'Ápice da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo)

T.2071
FMVZ

Peterka, Cássio Roberto Leonel

Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal do Paranapanema, SP / Cássio Roberto Leonel Peterka. – São Paulo : C. R. L. Peterka, 2008.
43 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal, 2008.

Programa de Pós-Graduação: Epidemiologia Experimental e Aplicada às Zoonoses.

Área de Concentração: Epidemiologia Experimental e Aplicada às Zoonoses.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Ferreira.

1. Fragmentação florestal. 2. Doenças infecciosas emergentes. 3. Carrapatos. 4. Zoonoses. 5. Parasitologia. I. Título.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia

Comissão Bioética

CERTIFICADO

Certificamos que o Projeto intitulado "Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal de Paranapanema", protocolo nº887/2006, utilizando 03 onças pintadas, 03 onças pardas, 03 jaguatiricas, 03 queixadas e 03 catetos, sob a responsabilidade do Prof. Dr. Fernando Ferreira, está de acordo com os princípios éticos de experimentação animal da Comissão de Bioética da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo e foi aprovado em reunião do dia 17/05/2006.

(We certify that the Research "Evaluation of forest fragmentation on the diversity of ticks and tick-borne pathogens in the Pontal do Paranapanema region", protocol number 887/2006, utilizing 09 felines, 03 catetos e 03 queixadas, under the responsibility of Prof. Dr. Fernando Ferreira, agree with Ethical Principles in Animal Research adopted by Bioethic Commission of the Faculty of Veterinary Medicine and Zootechny of University of São Paulo and was approved in the meeting on the 17th of May of 2006).

São Paulo, 18 de maio de 2006

Prof. Dra. Denise Tabacchi Fantoni
Vice-Presidente da Comissão de Bioética
FMVZ/USP

FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome: PETERKA, Cássio Roberto Leonel

Título: Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal do Paranapanema, SP

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia Experimental e Aplicada às Zoonoses da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Medicina Veterinária

Data: ____/____/____

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Assinatura: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Assinatura: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Assinatura: _____ Julgamento: _____

AGRADECIMENTOS

Em especial agradeço a Débora, minha esposa e companheira, por estar sempre ao meu lado, apoiando, incentivando e participando ativamente de todas as etapas deste projeto, enfrentando desde o calor exaustivo até dias de intenso frio durante nossas coletas no Pontal.

Aos meus pais, Roberto e Marisa, minha mãe-vó Maria Elízia, meus irmãos Rodrigo e Vanessa e meu avô Doda (*in memoriam*) que sempre me apoiaram e incentivaram em todos os momentos de minha vida. Cada pedacinho deste sonho que realizo é pela grande participação de vocês em tudo.

Aos professores Fernando Ferreira e Marcelo Labruna, que desde o início me acolheram, apoiaram, incentivaram e orientaram de maneira excepcional. Além disso são pessoas que tenho profunda admiração e que procuro me espelhar como pesquisador.

Não citarei nomes da família IPÊ, pois são muitos os responsáveis em me acolher e apoiar ao longo desses 6 anos nos caminhos da conservação da biodiversidade brasileira. Expandi meus horizontes do conhecimento estando entre tantas pessoas competentes, queridas e sempre dispostas em ajudar.

Ao Richard, Maria, Adriano, Jonas, Thiago, Lara, Ricardo, Maurício e a todos os demais amigos “carrapatólogos” que tive a oportunidade de conhecer, agradeço por toda a ajuda e ensinamentos que me proporcionaram durante o período em que estive no Laboratório dos Carrapatos.

Não poderia deixar de agradecer a Tânia Delonero, por todo o empenho e dedicação. E também a Elza Faquim por todo auxílio e prontidão em que me auxiliou nas correções desta dissertação.

A todos os professores, funcionários e pós-graduandos do VPS pelo convívio, conhecimento e experiência comigo compartilhados.

Agradeço a todos aqueles que contribuíram e participaram na realização deste meu sonho. Pode ser que não tenha citado o nome de todos, mas nem por isso se tornaram menos importantes nessa conquista em minha vida.

Agradeço a Wildlife Trust e FAPESP (processo nº06/52371-9) pelo apoio financeiro.

“Causa indignação ver abater-se imensidade de matas da melhor madeira de lei como cabiúna, canela preta, cabreúva, peroba, angico, sobreggy e muitas outras, cujos troncos chegam a 100 palmos de altura e circunferência correspondente, entrega-se tudo à implacável voragem do fogo, para plantar-se 10, 15, 20 ou 30 e mais alqueires de milho para criar e engordar porcos! Ou senão plantar capim fino que em vasta escala constituem as grandes invernadas de engordar gado! Enfim, pode-se dizer que aqui se derruba uma gigantesca perobeira para em seu lugar se plantar quatro grãos de milho!!! Se a isso se dá o nome de lavcura, eu não sei o que seja destruição!!!”

Theodoro Fernandes Sampaio (1855-1937), em 1890 sobre o então “Sertão do Paranapanema”.

RESUMO

PETERKA, C. R. L. **Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal do Paranapanema, SP.** [Evaluating the impact of forest fragmentation on prevalence and transmission of tick pathogens]. 2008. 43 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

Avaliou-se o impacto da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos de vida-livre e a presença de patógenos nestes carrapatos em remanescentes florestais do Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo, Brasil. Estes fragmentos florestais abrigam uma rica e importante biodiversidade, com espécies endêmicas e ameaçadas como o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), a anta (*Tapirus terrestris*), a onça pintada (*Panthera onca*), o macuco (*Tinamus solitarius*) e várias outras espécies de aves, mamíferos, répteis, anfíbios e peixes. Aproximadamente 90% das espécies de carrapatos parasitam exclusivamente hospedeiros selvagens. O restante pode ter animais domésticos e humanos como hospedeiros. Embora a maioria das pesquisas tenha sido dirigida a espécies de importância econômica, os carrapatos que parasitam animais selvagens possuem relevante papel na manutenção dos níveis de patógenos em populações de vida livre. Algumas destas espécies, por exemplo, demonstraram que podem parasitar hospedeiros não selvagens e promover o surgimento de zoonoses. Em habitats fragmentados, a diversidade de espécies vertebradas é menor se comparado a habitats com pouca alteração antrópica. Portanto, a fragmentação do habitat diminui a diversidade de espécies de carrapatos também. Para estudar a relação entre a fragmentação florestal e a ecologia das populações de carrapatos foram coletados carrapatos em 8 fragmentos florestais pelo método de arrasto de flanela e inspeção visual da vegetação. Os índices de comparação utilizados foram de similaridade de Jaccard, de diversidade de Shannon e complexidade do fragmento florestal de Patton. Utilizou-se o modelo de regressão linear para compara os índices de Shannon e Patton. Um total de 2149 ninfas de *Amblyomma* spp foi coletado e foram identificadas as espécies de 629 carrapatos. As espécies coletadas foram *Amblyomma cajennense* (94,28%), *A. coelebs* (1,59%), *A. naponense* (2,86%), *A.*

ovale (0,64%), *A. nodosum* (0,32%), *A. brasiliense* (0,16%) e *Haemaphysalis juxtakochi* (0,16%). Nenhum indivíduo testado foi positivo pelo teste da hemolinfa. Os resultados mostraram uma tendência de correlação entre a fragmentação floresta, e a diversidade de espécies de carrapatos.

Palavras-chave: Fragmentação florestal. Doenças infecciosas emergentes. Carrapatos. Zoonoses. Parasitologia

ABSTRACT

PETERKA, C. R. L. **Evaluating the impact of forest fragmentation on prevalence and transmission of tick pathogens.** [Avaliação do efeito da fragmentação florestal na diversidade de carrapatos e patógenos transmitidos por carrapatos na região do Pontal do Paranapanema, SP]. 2008. 43 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

This study evaluated the impact of forest fragmentation on diversity of free-living ticks and prevalence of tick pathogens in remaining forest fragments in the Pontal do Paranapanema, São Paulo state, Brazil. These forest fragments shelter rich and important biodiversity, with endemic and threatened species such as the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*), the tapir (*Tapirus terrestris*), jaguar (*Panthera onca*), the solitary tinamou (*Tinamus solitarius*) and various other species of birds, mammals, reptiles, amphibians and fish. Approximately 90% of tick species parasitize exclusively wild hosts. The remainder can also have domestic animals and humans as hosts. Although most research has been directed to species of economic importance, ticks that parasitize wild animals are also relevant due to their role in maintaining enzootic pathogen levels in wild populations. Some of these species, for example, have been shown to cross-over onto non-wild hosts and promote emergent zoonoses. In fragmented habitats, the diversity of vertebrate species is normally lower than comparable habitats with minimal anthropic alteration. Thus, habitat fragmentation decreases the diversity of tick species too. To study the relationship between forest fragmentation and population ecology of ticks, ticks were collected in 8 forest fragments using dragging and visual inspection of vegetation. The index used were Jaccard's similarity, diversity f Shannon and Patton. The linear regression model was used to compare Shannon and Patton indexes. A total of 2149 nymphs of *Amblyomma* spp. And 629 identified ticks was collected. The species of ticks collected was *Amblyomma cajennense* (94,28%), *A. coelebs* (1,59%), *A. naponense* (2,86%), *A. ovale* (0,64%), *A. nodosum* (0,32%), *A. brasiliense* (0,16%) e *Haemaphysalis juxtakochi* (0,16%). All ticks were negative by hemolymph test. The results showed a tendency of correlation between forest fragmentation and diversity of tick species.

Key words: Forest fragmentation. Emerging infectious diseases. Ticks. Zoonosis, Parasitology.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	Região de estudo.....	19
2	OBJETIVOS.....	23
3	MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1	Coleta de carrapatos	24
3.2	Atividades de identificação taxonômica e teste laboratorial	25
3.3	Análise dos dados.....	26
4	RESULTADOS	28
5	DISCUSSÃO.....	34
5.1	Fragmentação Florestal e Patógenos.....	34
5.2	Diversidade de espécies de carrapatos e fragmentação.....	35
6	CONCLUSÃO	38
	REFERÊNCIAS	39

1 INTRODUÇÃO

Durante o século XIX, Charles Darwin a bordo do *HMS Beagle*, teve a oportunidade de explorar os processos naturais ainda praticamente intactos. Suas observações deram origem ao livro *A Origem das Espécies* e levaram-no a ser considerado o fundador da *Teoria da Evolução Moderna*. Darwin, assim como tantos outros profissionais da saúde de sua época eram sistematicamente treinados tanto na medicina como em história natural; estas eram disciplinas complementares (AGUIRRE et al., 2002).

As atuais ameaças ambientais necessitam da re-união das disciplinas de saúde (medicina, medicina veterinária, saúde pública, entre outras) com a história natural, em especial a ecologia (AGUIRRE et al., 2002; DASZAK et al., 2004).

Com base nessa atual necessidade, surgiu a Medicina da Conservação, que vem tentando unir novamente as disciplinas que foram separadas pelo tempo e pela tradição. Em nossa evolução intelectual da especialização, nossa sociedade perdeu a habilidade de resolver uma variada gama de problemas baseada nas observações interdisciplinares e definições do problema. A conexão entre história natural e medicina era um elemento conhecido por Darwin, mas desconhecido no pensamento moderno (AGUIRRE et al., 2002.; DASZAK et al., 2004; PATZ et al., 2004).

O principal objetivo da Medicina da Conservação é compreender a Saúde Ecológica ou de maneira mais ampla, a saúde dos ecossistemas e de seus habitantes. Estuda tanto a dinâmica das doenças e patógenos como a interação das espécies com o ecossistema. Foca o estudo do contexto ecológico da saúde e busca resolver os problemas ecológicos de saúde.

Portanto, inclui entre o seu rol de estudo as relações entre mudanças na estrutura da paisagem e uso da terra, emergência e/ou reemergência de agentes infecciosos, parasitas e contaminantes ambientais e a manutenção das funções da biodiversidade dos ecossistemas para sustentar a saúde de plantas e animais, incluindo os seres humanos.

Existem vários sintomas das mudanças globais, incluindo o declínio de populações de anfíbios nos seis continentes, declínio dos polinizadores, proliferação mundial de algas potencialmente prejudiciais ao longo das costas, emergência de

doenças infecciosas em uma variada gama de espécies. Além disso, múltiplos fatores sociais, ecológicos e globais sustentam esses sintomas.

Esses fatores sociais e ambientais podem estar baseados em múltiplos mecanismos para alterarem a biodiversidade e influenciarem na emergência de doenças infecciosas (AGUIRRE et al., 2002).

Em geral, o declínio da biodiversidade e os efeitos das mudanças climáticas podem alterar importantes sistemas de controle biológico que limitariam o surgimento e disseminação de doenças e patógenos. Alguns desses caminhos são:

- ✓ Monocultura e simplificação do habitat aumentando o potencial de disseminação de doenças entre agricultura e florestas.
- ✓ Perda de habitat e entrada de humanos em áreas naturais aumentam as chances de contato de humanos com patógenos isolados
- ✓ Declínio das populações de predadores podem levar a superpopulação de presas, e estas podem se tornar pestes e reservatórios de patógenos.
- ✓ Perda de espécies competidoras (que seriam menos eficientes na transmissão de patógenos do que os hospedeiros primários) pode alterar a abundância e modo de transmissão de patógenos.
- ✓ Dominância de espécies generalistas sobre especialistas pode aumentar a prevalência de patógenos e sua disseminação. (DASZAK et al., 2004)

De maneira oposta, doenças de animais selvagens podem reduzir a biodiversidade animal e conseqüentemente aumentar a vulnerabilidade a doenças infecciosas emergentes.

Nas últimas duas décadas observou-se mundialmente o aparecimento de doenças infecciosas emergentes, como a Síndrome da Imunodeficiência Adquirida (AIDS), a resistência de algumas doenças aos medicamentos como tuberculose e malária, as doenças transmitidas por carrapatos e outros vetores, entre tantos outros exemplos. As doenças infecciosas emergentes representam um grande desafio à saúde de todos os seres vivos do planeta. O surgimento destas doenças está relacionado a uma grande variedade de fatores, e entre eles se encontra o aumento da interação com patógenos zoonóticos.

Esta interação é muitas vezes relacionada a proximidade e interação direta entre populações humanas, de animais domésticos e silvestres em um ambiente

alterado pela ação antrópica. Aliado a isso, vale ressaltar que mais de 75% das doenças que acometem os seres humanos são zoonoses e possuem uma relação direta ou indireta com populações silvestres e de animais domésticos.

As abordagens biológicas não podem compreender e controlar em sua totalidade os efeitos dos processos de perda e fragmentação de habitats. Tanto o padrão histórico como a configuração de ocupação, aliados aos fatores socioeconômicos resultaram em pressões, e simultaneamente em medidas conservacionistas, que contribuíram para a atual configuração da paisagem.

Áreas contínuas de floresta nativa têm sido alteradas e isoladas em fragmentos florestais diminutos e bastante degradados, com a modificação profunda do entorno e dos próprios fragmentos por meio da extração de madeira, da caça, do fogo, da introdução de animais domésticos (e seus parasitas) e espécies exóticas, entre outros. A destruição e alteração ambiental antropogênica, ou seja, aquela causada pela ação humana, não é apenas uma ameaça a biodiversidade, mas também à sustentabilidade dos ecossistemas e aos benefícios econômicos e sanitários dependentes deste equilíbrio (CALEY; HONE, 2004; PATZ et al., 2004; PIGNATTI, 2004).

A fragmentação ambiental envolve a redução no tamanho do fragmento remanescente, diminuição da conectividade com outros fragmentos e aumento da relação entre borda e interior. Uma das consequências da fragmentação de áreas de floresta contínua é a redução da diversidade de espécies. Entretanto certas espécies generalistas e com pouca área de uso podem apresentar uma alta densidade em fragmentos alterados, pela ausência de predadores e outras espécies competidoras. Portanto, carrapatos nestas áreas tendem a ser mais infectados, pois se alimentam durante seu ciclo de vida de uma população pequena e pouco diversificada de vertebrados, o que contribui para a manutenção de altas taxas de prevalência dos patógenos nestas áreas e aumento do risco de infecção da população de mamíferos, incluindo os humanos (OSTFELD et al., 2002; ALLAN et al., 2003).

Uma das maiores dificuldades existentes é a identificação dos fatores antrópicos que interferem no processo de fragmentação ambiental. As avaliações e predições das consequências que esses fatores podem ter sobre o ambiente devem ser estudadas cientificamente e de forma que gerem embasamento teórico substancial e de alta confiabilidade técnica para constituir apoio seguro na influência de decisões e implementações de políticas públicas efetivas.

Para monitorar a biodiversidade, sugere-se que sejam incluídos os principais fatores impactantes originados da intervenção humana, tais como a perda e fragmentação dos habitats, a introdução de espécies e doenças exóticas, o uso de híbridos e monoculturas na agroindústria e na pecuária, o crescimento acelerado das populações humanas, a distribuição desigual da propriedade, políticas econômicas e sistemas jurídicos inadequados e a insuficiência de conhecimentos para a conservação ambiental. Esses fatores devem ser incluídos para uma análise cientificamente embasada, evitando-se cair em mitos e em simplificações das relações causa-efeito de pequena sustentação empírica (BRASÍLIA, 2003).

Assim como nosso ambiente está sofrendo mudanças contínuas, os padrões de doenças e seus efeitos na saúde de populações humanas e de animais também podem ser considerados em um estado de fluxo contínuo.

Entre tantos efeitos da alteração antropogênica no ambiente, pode-se citar as consequências negativas na saúde de animais e humanos devido a alteração na ecologia das doenças infecciosas. Os elementos ambientais tais como altitude, temperatura, chuvas e umidade, influenciam a presença, desenvolvimento, atividade e longevidade de patógenos, vetores e reservatórios zoonóticos de infecções e suas interações com os humanos. O aumento das taxas de destruição ambiental está alterando drasticamente os padrões de saúde em escalas local, regional e global. As doenças emergentes transmitidas por carrapatos ilustram o impacto que a degradação ambiental tem na saúde de humanos e animais (WALTNER-TOEWS, 2001; DANIEL et al., 2004).

Os carrapatos podem transmitir uma variedade muito maior de microrganismos patogênicos (protozoários, riquetsias, espiroquetas, vírus e helmintos) do que qualquer outro grupo de vetores artrópodes. Portanto, pode ser considerado um dos grupos mais importantes de vetores para doenças infecciosas emergentes e reemergentes em humanos, animais domésticos e selvagens (JONGEJAN; UILENBERG, 2004). O conhecimento das espécies parasitas de animais silvestres torna-se relevante, já que muitas delas participam diretamente na manutenção enzoótica de patógenos na natureza. Além disso, a história mostra que algumas destas espécies, antes confinadas ao ambiente silvestre, são vetores de zoonoses emergentes.

Cerca de 90% das espécies de carrapatos parasitam exclusivamente animais silvestres e em um habitat que sofreu poucas perturbações humanas, os patógenos

transmitidos por esses artrópodes mantêm-se em equilíbrio. Estes se tornam problema devido o contato com populações domésticas e humanas quer seja pela introdução de animais domésticos em áreas de ocorrência dos carrapatos e seu patógenos ou pela introdução de animais domésticos com seus carrapatos e patógenos em áreas naturais (JONGEJAN; UILENBERG, 2004).

Como exemplo desta movimentação do rebanho doméstico é a introdução de gado na África. O gado introduzido na região teve contato com o *Rhipicephalus appendiculatus*, vetor de *Theileria parva*, agente causal da Febre da Costa Ocidental e doenças relacionadas. O búfalo africano é o hospedeiro natural de *T. parva* e a infecção neste animal geralmente é subclínica. Outro exemplo é a introdução de carrapatos do gênero *Boophilus* juntamente com as doenças que transmite no continente americano (BARRÉ et al., 1997; JONGEJAN; UILENBERG, 2004).

Enquanto a importância econômica global dos carrapatos é particularmente alta para os rebanhos de produção, também possui um grande impacto na saúde humana. Principalmente no hemisfério norte, a borreliose de Lyme e outras doenças zoonóticas transmitidas por carrapatos causam alta morbidade e mortalidade em humanos (LOGIUDICE et al., 2003; JONGEJAN; UILENBERG, 2004).

No Brasil, a febre maculosa é uma doença aguda transmitida por carrapatos do gênero *Amblyomma* e causada pela bactéria intracelular obrigatória *Rickettsia rickettsii*. É considerada endêmica em algumas regiões de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo (GALVÃO et al., 2002; SANGIONI et al., 2005).

As bactérias do gênero *Rickettsia* pertencem à família *Rickettsiaceae* e ordem *Rickettsiales* (RAOULT; ROUX, 1997). Levando-se em consideração os padrões antigênicos, moleculares e ecológicos, as espécies deste gênero podem ser divididas em dois grupos: (a) grupo do tifo (GT) que compreende as espécies *Rickettsia prowazekii* e *Rickettsia typhi*, transmitidas por piolhos e pulgas, respectivamente. E (b) grupo da febre maculosa (GFM) contendo pelo menos 23 espécies, tendo como principais vetores os carrapatos. Exceção deve ser feita com relação a *Rickettsia felis* e *Rickettsia akari* associada a pulgas e ácaros, respectivamente. *Rickettsia bellii* e *Rickettsia canadensis*, assim como outras espécies de riquetsias não estão categorizadas em nenhum destes grupos (PACHECO, 2007).

As infecções em humanos podem ser causadas por pelo menos doze espécies de riquetsias do GFM, sendo elas: *Rickettsia rickettsii*, *R. conorii*, *R.*

africae, *R. parkeri*, *R. australis*, *R. honei*, *R. sibirica*, *R. japonica*, *R. massiliae*, *R. aeschlimannii*, *R. akari* e *R. felis*) (RAOULT; ROX, 1997; RAOULT et al., 2002; PACHECO, 2007).

Embora os casos de febre maculosa tenham sido descritos apenas em poucas localidades consideradas endêmicas, podem estar ocorrendo casos sem relato em áreas consideradas não-endêmica, uma situação indesejável para uma doença altamente letal. As diferenças ecológicas podem ser fatores determinantes na ocorrência de *R. rickettsii* em carrapatos e conseqüentemente a ocorrência da doença. Embora a espécie *Amblyomma aureolatum* seja o principal vetor no estado de São Paulo, *A. cajennense* é o carrapato mais comumente associado a doença no Brasil (PACHECO, 2007).

As taxas de infecção por *R. rickettsii* em populações de carrapatos podem ser diminuídas quando uma segunda espécie de *Rickettsia* infecta a maioria dos carrapatos daquela população. Segundo Sangioni et al. (2005), um dos motivos de não existirem casos em outras regiões do estado de São Paulo, onde a infestação em humanos por *A. cajennense* é grande, poderia ser a presença de outra espécie menos patogênica de *Rickettsia* infectando estes carrapatos, embora esses autores não puderam comprovar esta hipótese nas áreas avaliadas em seu estudo.

De acordo com dados do Centro de Vigilância Epidemiológica do Estado de São Paulo, houve um nítido aumento no número de casos e mortalidade por febre maculosa entre 1985 e 2005 (Figura 1).

Fonte: Centro de Vigilância Epidemiológica do estado de São Paulo (2008).

Figura 1 – Casos de febre maculosa e óbitos no estado de São Paulo no período de 1985 a 2008

1.1 Região de estudo

O Pontal do Paranapanema ou simplesmente “Pontal” localiza-se no extremo oeste do Estado de São Paulo. As importantes bacias do rio Paraná, a noroeste e do Paranapanema, ao sul, correspondem aos limites dessa região com os Estados de Mato Grosso do Sul e Paraná respectivamente. Os municípios que fazem parte da região são Teodoro Sampaio, Rosana, Euclides da Cunha Paulista, Marabá Paulista e Presidente Epitácio (Figura 2).

Situa-se na província geomorfológica conhecida por Planalto Ocidental de São Paulo e caracteriza-se pela presença de colinas amplas, de baixa declividade (média 2,5%) e interflúvios de 4km² (POÇANO et al., 1981). A altitude na região varia de 250 a 600m, e as cotas mais baixas localizam-se ao longo do Rio Paranapanema.

O solo tem origem das rochas sedimentares do grupo Bauru, sendo os tipos predominantes o Latossolo e o Argiloso. A alta concentração de areia determina a baixa fertilidade, boa permeabilidade e drenagem excessiva (CADERNOS ITESP2, 1998). Por isso, o solo na região é particularmente frágil a erosão, de acordo com o Zoneamento Ecológico Econômico do Pontal do Paranapanema, produzido pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 1999).

No Pontal, o clima apresenta alternância de períodos secos e frios, com temperaturas médias entre 17 e 20°C (podendo chegar a -2°C) durante o inverno e um verão quente e úmido, podendo atingir temperaturas de 42°C. As chuvas concentram-se entre setembro e abril com precipitação média anual de 1500mm (MENEQUETE, 1996; INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

A vegetação predominante na região é denominada Floresta Estacional Semidecidual, condicionada pelo marcante clima tropical com chuvas intensas no verão, seguidas por estiagens acentuadas de clima subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno.

Em comparação com a Mata Atlântica da região leste do estado de São Paulo, o histórico de devastação do Pontal pode ser considerado um fato recente (DEAN, 1998). Embora os históricos sejam separados pelo tempo, os motivos

político-econômicos foram a principal razão da devastação ambiental em ambos locais (UEZU,2006).

Em 1945, 96,96% da mata correspondente a antiga “Grande Reserva do Pontal do Paranapanema” (246.864 ha) permanecia intacta; em 1955 restavam 84,21% de cobertura florestal e em 1962, 60% da floresta permanecia em pé. Provavelmente até esta época os remanescente florestais permaneciam bem conectados, sendo que o maior fator de impacto sobre a flora e fauna ainda seria a perda de habitat se comparado a fragmentação.

Entretanto, quando o então governador do Estado, Adhemar de Barros, tomou posse em 1962, a derrubada das matas intensificou-se de tal maneira que em 1965 a cobertura arbórea caiu para 40%, chegando a apenas 27% em 1978. O valor crítico que alguns autores apontam para o declínio brusco do número de espécies para uma paisagem é entre 10 e 30%. A atual paisagem encontrada no Pontal provavelmente deva-se a esse período de intensificação no processo de fragmentação, em que ocorreu a substituição da predominância de áreas naturais por pastos que conseqüentemente isolaram os remanescentes florestais. Dentre tantos crimes ambientais ocorridos na região, o mais marcante e que pode ser sentido até os dias atuais, foi a aplicação de Tributon-24D através de pulverização com aviões. Este herbicida é o mesmo desfolhante laranja utilizado durante a Guerra do Vietnã.

Figura 2 – Localização do Pontal do Paranapanema

O Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD), criado por Decreto Estadual em 1986, constitui a maior amostra de floresta tropical estacional semidecidual do Estado, sendo considerada uma área de transição para os domínios do cerrado. É uma das quatro únicas áreas de proteção com mais de 10.000 ha contendo esse tipo de vegetação do país. Os remanescentes florestais do Pontal (que são os 36 mil hectares do PEMD e mais 21 mil hectares de fragmentos florestais) abrigam rica e importante biodiversidade, com a presença de espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção como o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), a anta (*Tapirus terrestris*), a onça pintada (*Panthera onca*), o macuco (*Tinamus solitarius*), além de várias outras espécies de aves, mamíferos, répteis, anfíbios e peixes. (INSTITUTO FLORESTAL, 2006) (Figura 3).

Essa região tornou-se amplamente conhecida depois que se transformou objeto de intensos conflitos fundiários a partir da década de 90, como consequência do processo fraudulento de ocupação das terras que teve origem no final do século XIX (BEDUSCHI FILHO, 2003). Por meio de suas ações, milhares de famílias organizadas do Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem-terra (MST) pressionaram o início das negociações entre o Estado, grileiros e proprietários do Pontal para recuperar as terras que posteriormente foram utilizadas na implantação dos assentamentos rurais (LEITE, 1998). A descoberta do Pontal pelos movimentos sociais que demandavam terra fez com que a questão agrária fosse retomada no Brasil de forma definitiva (BEDUSCHI FILHO, 2003). O problema é que as áreas passíveis de desapropriação na região eram e em geral ainda são, grandes latifúndios onde se encontram os maiores fragmentos de floresta, levando a uma paisagem regional onde esses fragmentos florestais têm sido circundados e pressionados por assentamentos rurais.

Figura 3 - Remanescentes florestais no Pontal do Paranapanema circundados por adensamentos humanos da reforma agrária. O maior remanescente (canto inferior direito) é o Parque Estadual do Morro do Diabo (~36.000 ha)

Nos arredores destes fragmentos de floresta atlântica do interior, as populações silvestres, as criações de animais domésticos e seres humanos encontram-se muito próximos, sendo possível que essa proximidade contribua a transmissão de doenças.

Segundo o PNUD (2000), a pobreza (medida pela proporção de pessoas com renda domiciliar per capita inferior a R\$ 75,50, equivalente à metade do salário mínimo vigente em agosto de 2000) cresceu 5,01%, passando de 37,3% em 1991 para 39,2% em 2000. A desigualdade cresceu: o Índice de Gini passou de 0,59 em 1991 para 0,69 em 2000. Essa proximidade aliada as condições sócio-econômicas desfavoráveis na região podem pressionar ainda mais as áreas naturais e aumentar as taxas de destruição ambiental.

2 OBJETIVOS

Objetivou-se estudar as relações existentes entre a diversidade de espécies de carrapatos e fragmentação florestal e os possíveis efeitos na transmissão de patógenos por esses vetores. Realizaram-se os seguintes procedimentos em oito fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema:

- Coleta mensal de carrapatos de vida livre em trilhas pré-existentes nos fragmentos florestais.
- Identificação das espécies de carrapatos coletados.
- Avaliação da presença de bactérias do gênero *Rickettsia* ou de morfologia similar nos carrapatos coletados pelo teste de hemolinfa.
- Avaliação da diversidade de espécies de carrapatos coletadas em cada fragmento e sua relação com a complexidade da forma do fragmento florestal.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Coleta de carrapatos

Para a coleta de carrapatos de vida livre foram realizadas visitas e contato com demais pesquisadores da região para identificar as trilhas pré-existentes nos oito fragmentos florestais em estudo na região do Pontal do Paranapanema.

As principais trilhas foram identificadas e localizadas com auxílio de assistentes de campo experientes e com grande conhecimento da área de estudo e também através do uso de GPS (*Global Position System*).

Cada uma das trilhas identificadas foi percorrida e demarcada com fitas ao longo de 1000 metros. Para realizar as medições utilizou-se trena de 50 metros.

Nos menores fragmentos florestais e em outros em que não possuem trilhas tão longas quanto 1000 metros, foram escolhidas mais de uma trilha até que se atingisse o total previsto na metodologia. Em alguns momentos durante as coletas, saiu-se da trilha original e seguiu-se “trilheiros” de animais silvestres por alguns metros.

Foram realizadas coletas mensais de carrapatos de vida livre nos fragmentos florestais com a técnica de arrasto de flanela e inspeção visual da vegetação. Para garantir que a maioria de carrapatos presentes nas trilhas fossem coletados, utilizaram-se duas flanelas brancas, sendo uma arrastada pelo pesquisador e a outra pelo assistente de campo, em cada uma das trilhas percorridas. As flanelas utilizadas possuem dimensões de 1,50m de comprimento por 0,80m de largura, com duas hastes de madeira ou canos, de 0,85m e meia polegada de diâmetro, transpassadas em presilhas feitas em cada extremidade da mesma, com o objetivo de manter a flanela aberta e o mais próximo possível da vegetação (BARRÉ et al., 1997; DANIELS et al., 2000; OLIVEIRA, 2000).

A cada 10 metros percorridos, foram verificadas as flanelas e as roupas dos coletores quanto a presença de carrapatos. Os carrapatos coletados foram acondicionados em frascos de plástico. Para mantê-los vivos, o frasco é totalmente

seco, e os carrapatos foram colocados no seu interior juntamente com alguns pedaços de folhas verdes frescas, de qualquer tipo de vegetação. Pequenos furos, realizados com a ponta de uma agulha, foram feitos na tampa do frasco. Cada frasco foi devidamente identificado e acondicionado de forma a não receber incidência direta de luz solar, nem calor excessivo.

3.2 Atividades de identificação taxonômica e teste laboratorial

Após as coletas dos artrópodes a campo, os frascos contendo as amostras foram trazidas ao laboratório e foi realizada a identificação taxonômica da espécie de cada carrapato adulto coletado, conforme Guimarães et al. (2001). As ninfas coletadas foram alimentadas em animais de laboratório para atingirem a fase adulta, visando sua posterior identificação específica.

No laboratório os carrapatos foram mantidos a 35°C por 48 horas para favorecer a multiplicação de riquetsias caso estivessem presentes nos artrópodes. Depois foi realizada a desinfecção de cada carrapato coletado pela imersão em álcool 70% por 10 minutos, sendo em seguida lavado em água destilada estéril. Então cada um foi submetido ao teste da hemolinfa. Este teste permite a visualização de bactérias gram-negativas na hemolinfa do carrapato, podendo-se desta maneira ter um indicativo da presença de alguma espécie de *Rickettsia*. De cada carrapato foi coletada uma gota da hemolinfa em lâmina de vidro, deixada secar a temperatura ambiente por 24 horas e corada pelo método de Gimenez (GIMÉNEZ, 1965; BURGDORFER, 1970). Cada carrapato foi congelado individualmente a - 80°C para posterior extração de DNA dos resultados positivos no teste de hemolinfa.

3.3 Análise dos dados

Para a determinação da diversidade de espécies de carrapatos por fragmento florestal estudado, foi utilizado o Índice de Shannon (SHANNON; WEAVER, 1949) estimado através da seguinte equação:

$$H' = - \sum P_i \times \log P_i, \text{ onde:}$$

H' = índice de diversidade, pi = proporção de espécies encontradas, no total de indivíduos coletados.

Para comparar a diversidade de Shannon com a distribuição das espécies observadas, calculou-se a equitabilidade (ou equidade) através da equação:

$$I = \frac{H'}{H_{max}}, \text{ onde } H' \text{ é o Índice de Shannon-Wiener e } H_{max}' \text{ é dado pela seguinte expressão: } H_{max} = \log S, \text{ sendo } S \text{ o número de espécies amostradas (MENHINICK, 1964).}$$

Na determinação do índice da similaridade entre as comunidades e o índice de associação das espécies, utilizou-se o Índice de Jaccard. Este índice é baseado na relação entre o número de espécies comuns às duas áreas e o número de espécies, sendo expresso em porcentagem e calculado pela seguinte fórmula:

$$ISj = \frac{c}{a + b + c} \times 100, \text{ onde:}$$

ISj = índice de similaridade; a = número de espécies encontradas no local a; b = número de espécies encontradas no local b; c = número de espécies encontradas em ambos os locais (a e b). Este índice pode ser aplicado como índice de associação entre unidades amostrais, baseado na presença das espécies de carrapatos (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

O índice de Patton (PATTON, 1975) é um indicativo da complexidade da forma do fragmento. É uma forma de mensuração matemática do efeito de borda em um fragmento florestal. É calculado pela seguinte fórmula:

$$C = \frac{\text{Perímetro}}{\sqrt{\pi \times \text{Área}}}$$

Para evidenciar a relação entre a diversidade de espécies de carrapatos e a complexidade da forma do fragmento, utilizou-se o modelo de regressão linear,

sendo y = diversidade de Shannon, x = índice de Patton e a e b = coeficientes da regressão.

4 RESULTADOS

Entre o período de outubro de 2006 e setembro de 2007, foram amostrados nos oito fragmentos florestais na região do Pontal do Paranapanema, SP um total de 629 carrapatos adultos e 2149 ninfas do gênero *Amblyomma*.

Foram realizadas as identificações taxonômicas dos artrópodes adultos seguidos do teste de hemolinfa. Nenhum dos carrapatos testado foi positivo.

A distribuição de ninfas de acordo com o fragmento coletado está na tabela 1.

Tabela 1 – Quantidade de ninfas de *Amblyomma spp.* coletadas por fragmento florestal

Local	Quantidade	%
Santa Maria	349	16,24
Tucano	141	6,56
Ribeirão Bonito	14	0,65
Santa Zélia	262	12,19
Ponte Branca	710	33,04
6R	40	1,86
Estrela D'Alcídia	304	14,15
Santa Mônica	329	15,31
Total	2149	100,00

As coletas das ninfas tiveram concentração entre os meses de outubro, novembro, junho, julho, agosto e setembro, conforme o gráfico 1.

Gráfico 1 – Distribuição das coletas de ninfas durante os meses de outubro/2006 a set/2007 nos fragmentos florestais em estudo

Dos 629 carrapatos adultos identificados, a principal espécie encontrada foi *Amblyomma cajennense*, correspondendo a 94,48%. Foram identificados ainda artrópodes das seguintes espécies: *A. coelebs* (1,59%), *A. naponense* (2,86%), *A. ovale* (0,64%), *A. nodosum* (0,32%), *A. brasiliense* (0,16%) e *Haemaphysalis juxtakochi* (0,16%) (Gráficos 2 e 3).

Gráfico 2 – Abundância relativa das principais espécies de carrapatos coletadas na região do Pontal do Paranapanema (os valores estão expressos em porcentagem. N= 629)

Gráfico 3 – Espécies de carrapatos adultos coletados nos diferentes fragmentos florestais

Na tabela 2 pode-se observar que os valores do índice de diversidade de Shannon dos fragmentos em estudo variaram de 0,0000 a 0,5983 e a equitabilidade variou de 0,00 a 0,86. Nesta mesma tabela observa-se a área, perímetro e o índice de Patton em cada um dos fragmentos em estudo.

Tabela 2 – Índices de Shannon, equitabilidade, área, perímetro e índice de Patton dos fragmentos florestais em estudo

Fragmento	Shannon	Equitabilidade	Área (ha)	Perímetro (m)	Índice de Patton
Ponte Branca	0,5127	0,32	1307	16902	2,6377
Estrela D'Alcídia	0,4053	0,29	1175	17287	2,8453
Santa Maria	0,1329	0,12	1755	21895	2,9487
Santa Mônica	0,0000	0,00	485	11550	2,9589
Tucano	0,3015	0,19	1958	23718	3,0241
Santa Zélia	0,2028	0,13	340	10204	3,1222
6R	0,4101	0,59	436	13002	3,5131
Ribeirão Bonito	0,5983	0,86	110	6575	3,5369

Estrela d'Alcídia apresentou 80% de similaridade com Tucano, Santa Zélia e Ponte Branca, 75% com Santa Maria, 50% com 6R e Ribeirão Bonito e 25% com Santa Mônica. 6R teve total similaridade com Ribeirão Bonito (100%), 66,67% com Santa Maria, 50% com Santa Mônica e 40% com Tucano, Santa Zélia e Ponte Branca. Ponte Branca apresentou 66,67% de similaridade com Tucano e Santa Zélia, 60% com Santa Maria, 40% com Ribeirão Bonito e 20% com Santa Mônica. Ribeirão Bonito teve 66,67% de similaridade com Santa Maria, 50% com Santa Mônica e 40% com Tucano e Santa Zélia. Santa Mônica teve 33,33% de similaridade com Santa Maria, e 16,67% com Tucano e Santa Zélia. Santa Maria tem 60% de similaridade com Tucano e Santa Zélia e Santa Zélia tem 66,67% de similaridade com Tucano (Tabela 3).

Tabela 3 – Índices de Similaridade de Jaccard dos fragmentos florestais estudados

	Tucano	Santa Zélia	Santa Maria	Santa Mônica	Ribeirão Bonito	Ponte Branca	6R	Estrela D'Alcídia
Tucano	100							
Santa Zélia	66,67	100						
Santa Maria	60	60	100					
Santa Mônica	16,67	16,67	33,33	100				
Ribeirão Bonito	40	40	66,67	50	100			
Ponte Branca	66,67	66,67	60	20	40	100		
6R	40	40	66,67	50	100	40	100	
Estrela D'Alcídia	80	80	75	25	50	80	50	100

Os fragmentos que apresentaram maiores similaridades pelo índice de Jaccard foram Ribeirão Bonito e 6R (100%), seguidos por 80% de similaridade entre Estrela d'Alcídia e os fragmentos Tucano, Santa Zélia e Ponte Branca. 75% de similaridade foi observado entre Estrela d'Alcídia e Santa Maria. 6R teve 66,67% de similaridade com Santa Maria, assim como Ponte Branca teve com Tucano e Santa Zélia, e entre Santa Zélia e Tucano.

Os fragmentos Ribeirão Bonito e 6R apresentaram alta diversidade de espécies pelo índice de Shannon, mas este valor é atribuído pela baixa quantidade de indivíduos encontrados nestas áreas (7 e 14 indivíduos, respectivamente). O fragmento Santa Mônica apresentou índice de Shannon zero, pois só foi coletada uma espécie de carrapato (*A. cajennense*). Por esse motivo, esses três fragmentos foram excluídos das análises de correlação e regressão linear.

Entre os 5 fragmentos restantes, pode-se observar uma forte correlação negativa entre a diversidade de espécies de Shannon e o Índice de Patton ($r = -0,812$), ou seja quanto maior a complexidade do fragmento, menor a diversidade de espécies de carrapatos (Gráfico 4). Quando calculado o coeficiente de determinação ajustado (r^2), observa-se que 54,6% da diversidade de Shannon pode ser explicada por uma dependência linear deste índice com o índice de Patton.

Gráfico 4 - Correlação de Pearson entre diversidade de espécies de Shannon e índice de Patton dos fragmentos em estudo

O modelo de regressão linear não foi significativo na comparação da diversidade de Shannon e o Índice de Patton (Gráfico 5).

Gráfico 5 – Regressão linear da diversidade de Shannon e índice de Patton. As linhas pontilhadas (vermelhas) indicam o intervalo de confiança de 95%

5 DISCUSSÃO

5.1 Fragmentação Florestal e Patógenos

Nas últimas décadas, muitas doenças mostraram grande aumento tanto na distribuição quanto na incidência, sendo muitas vezes denominadas doenças infecciosas emergentes. Além disso, é consenso geral que as doenças transmitidas por vetores são muito sensíveis as condições climáticas e a estrutura da paisagem. Dentre os vetores, os carrapatos são os que transmitem a maior variedade de patógenos e mundialmente tem mostrado acentuado aumento nas taxas de incidência de doenças transmitidas por carrapatos (PATZ et al., 2004).

A ecologia dos carrapatos, as consequências de suas interações com seu ambiente natural, é fundamental para o entendimento da variação temporal e espacial do risco de infecção de patógenos transmitidos por esses vetores. Devido as características biológicas de parasitas hematófagos, seu ambiente físico inclui os hospedeiros. Este ambiente biótico reage a presença destes vetores tanto a curto como em longo prazo, de uma forma em que o ambiente abiótico não atua, impondo pressões fisiológicas, populacionais e evolucionárias aos carrapatos. Entretanto, carrapatos são parasitas intermitentes, passando maior parte de seu ciclo vital livres, a mercê de fatores abióticos como a estrutura da paisagem e o clima (RANDOLPH, 2004).

O risco de exposição de humanos a carrapatos infectados depende de uma grande variedade de fatores ambientais, tanto abióticos (clima, estrutura da paisagem), como de fatores bióticos (dinâmica populacional, distribuição e abundância de carrapatos e hospedeiros), além de fatores sócio-econômicos que alteram os padrões de comportamento humano.

A transmissão de doenças pode ocorrer entre indivíduos de uma mesma espécie e entre indivíduos de espécies diferentes. Se as doenças são consideradas problemas, quer seja econômico ou por razões sanitárias, então os meios de transmissão devem ser estudados e elucidados, buscando o controle e prevenção (CATÃO-DIAS, 2003).

As mudanças temporais e espaciais na temperatura, precipitação e umidade que são esperadas nos mais diferentes cenários da Terra afeta a biologia e ecologia dos vetores e hospedeiros intermediários e, conseqüentemente, o risco de transmissão de doenças. O risco aumenta porque, embora os artrópodes possam regular sua temperatura interna pela mudança de comportamento, não podem fazê-lo fisiologicamente e, portanto são criticamente dependentes do clima para sua sobrevivência e desenvolvimento. Clima, ecologia de vetores e situação sócio-econômica variam entre os continentes e portanto necessitam de análises regionais (GITHEKO et al., 2000).

5.2 Diversidade de espécies de carrapatos e fragmentação

A medida de diversidade é um parâmetro extremamente reducionista, que tem como objetivo expressar toda a complexidade estrutural, a riqueza específica e as interações bióticas e abióticas de uma comunidade ecológica através de um número. Normalmente, a diversidade é tomada em relação a um táxon de uma certa categoria, admitindo-se a premissa de que a diversidade desse táxon represente a diversidade do sistema analisado. Além disso, ainda não há uma maneira bem estabelecida de expressar a biodiversidade de uma comunidade como um todo.

Para que se possa usar um modelo de distribuição de abundância para comparar diversidade entre comunidades, é preciso que a distribuição de abundância em todas as comunidades tenha aderência a um único modelo. Como os cálculos envolvidos nos testes de ajuste são muitos e quando as comunidades em comparação não se ajustam a um mesmo modelo de distribuição de abundância é mais conveniente usar uma medida de riqueza ou uma medida de heterogeneidade. Quando se usa uma medida de riqueza ou de heterogeneidade

para expressar a diversidade, perdem-se informações sobre a estrutura da comunidade, pois tudo o que se obtém ao final dos cálculos é um único número (não uma equação ou diagrama) para cada comunidade. Porém, o cálculo de um índice de heterogeneidade é muito mais simples e demanda menos tempo que o cálculo de um índice de riqueza ou de abundância.

Atualmente, o índice de heterogeneidade mais usado é o Shannon (PIELOU 1975), originado da teoria da informação (SHANNON; WEAVER, 1949). Ele possui vantagem em relação a alguns outros índices como de Margalef, Gleason e Menhinick, pois é apropriado para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade ou sub-comunidade de interesse.

Equitabilidade se refere à distribuição dos indivíduos entre as espécies, sendo proporcional à diversidade e inversamente proporcional a dominância. A medida de Equitabilidade ou Equidade, compara a diversidade de Shannon com a distribuição das espécies observadas que maximiza a diversidade.

Levando em consideração a área e o perímetro dos fragmentos, o índice de Patton quantifica a complexidade da forma do fragmento florestal. Quanto maior o valor deste índice, maior a complexidade do fragmento florestal, indicando maior efeito de borda e da fragmentação (PATTON, 1975).

Segundo Krebs (1998), os valores do índice de Shannon podem variar de zero a cinco, sendo o limite inferior atribuído aos ambientes com ausência de diversidade e o limite superior atribuído àqueles com a máxima diversidade obtida em condições naturais. Portanto, analisando os valores obtidos neste estudo, verifica-se que a diversidade de Shannon para as espécies de carrapatos nos fragmentos estudados foi baixa.

Embora Ribeirão Bonito e 6R tenham tido as mesmas chances de coleta de todas as espécies de carrapatos, de acordo com a metodologia empregada, apresentaram maiores Índices de Shannon ($0,5983 \text{ nats.ind}^{-1}$ e $0,4101 \text{ nats.ind}^{-1}$, respectivamente) e maior uniformidade ou equitabilidade (86% e 59%, respectivamente), mas isto deve ser atribuído a baixa quantidade de carrapatos coletados e a baixa riqueza de espécies em cada um dos fragmentos (apenas *A. cajennense* e *A. naponense*, em ambos). Os dois fragmentos podem ser considerados os piores em termo de conservação ambiental, o que pode explicar o fato de serem tão similares pelo índice de Jaccard (100%).

Extraíndo esses dois fragmentos, podemos observar que de acordo com a diversidade de espécies, os fragmentos podem ser agrupados na seqüência: Ponte Branca>Estrela D'Alcídia>Tucano>Santa Zélia>Santa Maria>Santa Mônica.

No fragmento Santa Mônica foram coletados apenas carrapatos da espécie *A. cajennense*. Por esse motivo, também não foi considerado na análise de regressão linear.

Embora seja um fragmento considerado em boa conservação ambiental, albergando espécies indicativas de conservação como mico-leão-preto, onça-pintada e queixadas, está bastante isolado, em uma matriz de cana-de-açúcar e pastagens para gado de corte, é o fragmento mais distante do estudo, ficando há 75km da cidade de Teodoro Sampaio. Uezu (2006) em estudo sobre a fragmentação florestal da região do Pontal, identificou que Santa Mônica e 6R são os fragmentos mais isolados.

Embora o modelo de regressão linear não tenha sido significativo, demonstra certa tendência em ter uma correlação dos efeitos da fragmentação florestal na diversidade de espécies de carrapatos.

A fragmentação florestal diminui a diversidade de espécies de mamíferos, aves e vetores, alterando também a composição das comunidades presentes na área. Pode favorecer a dominância de espécies de hospedeiros e vetores com melhor capacidade de manter e transmitir patógenos e este fato pode afetar a saúde humana e de animais. Em fragmentos alterados, há uma dominância de espécies generalistas, que tendem a ser melhores amplificadores ou reservatórios de doenças infecciosas. (OSTFELD; KEESING, 1999; SCHIMITD; OSTFELD, 2001; ALLAN et al., 2003)

Para que este tipo de análise tenha um resultado estatisticamente confiável será necessário aumentar o número de fragmentos amostrados.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos é possível concluir que:

- Pelo teste de hemolinfa, nenhum carrapato foi considerado positivo para estruturas semelhantes a *Rickettsia* spp.

- A diversidade de espécies de carrapatos pode ser utilizada como medida para o efeito da fragmentação florestal. Existe uma tendência de que os efeitos da fragmentação florestal tenham uma correlação negativa na diversidade de espécies de carrapatos, embora os dados obtidos neste estudo sejam insuficientes para o modelo de regressão linear utilizado.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, A.; OSTFELD, R. S.; TABOR, G. M.; HOUSE, C.; PEARL, M. C. **Conservation medicine: ecological health in practice**. New York: Oxford, 2002. 407p.
- ALLAN, B. F.; KEESING, F.; OSTFELD, R. S. Effect of forest fragmentation on Lyme disease risk. **Conservation Biology**, v. 17, n. 1, p. 267-274, 2003.
- ALTSCHUL, S. F.; GISH, W.; MILLER, W.; MYERS, E. W.; LIPMAN, D. J. Basic local alignment search tool. **Journal of Molecular Biology**, v. 215, p. 403-410, 1990.
- BARRÉ, N.; GARRIS, G. I.; LORVELEC, O. Field sampling of the tick *Amblyomma variegatum* (Acari: Ixodidae) on pasture in Guadeloupe; attraction of CO₂ and/or tick pheromones and conditions of use. **Experimental and Applied Acarology**, v. 21, p. 95-108, 1997.
- BARROS-BATTESTI, D. M.; ARZUA, M.; BECHARA, G. H. **Carrapatos de importância médico-veterinária da região neotropical: um guia ilustrado para identificação de espécies**. São Paulo: Vox/ICTTD-3/Butantan, 2006. 223 p.
- BEDUSCHI FILHO, L. C. **Assentamentos rurais e conservação da natureza: do Estranhamento à Ação Coletiva**. São Paulo: Iglu: Fapesp, 2003. 104 p.
- BRASÍLIA. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. 508 p.
- BURGDORFER, W. Hemolymph test: a technique for detection of rickettsiae in ticks. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 19, n. 6, p. 1010-1014, 1970.
- CADERNOS ITESP2. **Pontal Verde: plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema**. Secretaria de Justiça e da Defesa da Cidadania. São Paulo: Itesp, 1998.
- CALEY, P.; HONE, J. Disease transmission between and within species, and the implications for disease control. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, p. 94-104, 2004.

CATÃO-DIAS, J. L. Doenças e seus impactos sobre a biodiversidade. **Ciência e Cultura Revista da Sociedade Brasileira Para o Progresso da Ciência**, v. 3, p. 32-34, 2003.

CENTRO DE VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA DO ESTADO DE SÃO PAULO. Dados sobre doenças agudas transmissíveis. 2008. Disponível em: <http://www.cve.saude.sp.gov.br/>. Acesso em: 11 nov. 2008.

CILEK, J. E.; OLSON, M. A.; Seasonal distribution and abundance of ticks (Acari: Ixodidae) in northwestern Florida. **Journal of Medical Entomology**, v. 37, n. 3, p. 439-444, 2000.

DANIEL, M.; KOLÁR, J.; ZEMAN, P. GIS tools for tick and tick-borne disease occurrence. **Parasitology**, v. 129, p. 329-352, 2004.

DANIELS, T. J.; FALCO, R.C.; FISH, D. Estimating population size and drag sampling efficiency for the blacklegged tick (Acari: Ixodidae). **Journal of Medical Entomology**, v. 37, n. 3, p. 357-363, 2000.

DASZAK, P.; TABOR, G. M.; KILPATRICK, A. M.; EPSTEIN, J.; PLOWRIGHT, R. Conservation medicine and a new agenda for emerging diseases. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1026, p. 1–11, 2004.

DEAN, W. **A Ferro e a fogo**: a história e devastação da mata atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1998.

GALVÃO, M. A. M.; LAMOUNIER, J. A.; BONOMO, E.; TROPIA, M. S.; REZENDE, E. G.; CALIC, S. B.; CHAMONE, C. B.; MACHADO, M. C.; OTONI, M. E. A.; LEITE, R. C.; CARAM, C.; MAFRA, C. L.; WALKER, D. H. Rickettsioses emergentes e reemergentes numa região endêmica do Estado de Minas Gerais, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.18, n. 6, p. 1593-1597, 2002.

GIMÉNEZ, D. Staining Rickettsiae in yolk-sac cultures. **Stain Technology**, v. 15, p. 532-537, 1965.

GITHEKO, A. K.; LINDSAY, S. W.; CONFALONIERI, U. E.; PATZ, J. A. Climate change and vector-borne diseases: a regional analysis. **Bulletin World Health Organization**, v. 78, n. 9, p.1136-1147, 2000.

GODDARD, J.; PADDOCK, C. D. Observations on distribution and seasonal activity of the Gulf Coast tick in Mississippi. **Journal of Medical Entomology**, v. 42, n. 2, p. 176-179, 2005.

GUIMARÃES, J. H.; TUCCI, E. C.; BARROS-BATESTI, D. **Ectoparasitas de importância veterinária**. São Paulo: Plêiade, 2001.

INSTITUTO FLORESTAL. **Plano de Manejo do Parque Estadual Morro do Diabo**. São Paulo: Viena, 2006.

JENKINS, A.; KRISTIANSEN, B. E.; ALLUM, A. G.; AAKRE, R. K.; STRAND, L.; KLEVELAND, E. J.; POL, I.; SCHOULS, L. *Borrelia burgdorferi* sensu lato and *Ehrlichia* spp. In *Ixodes* ticks from Southern Norway. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 39, p. 3666-3671, 2001.

JONGEJAN, F.; UILENBERG, G. The global importance of ticks. **Parasitology**, v. 129, p. S3-S14, 2004.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Addison- Welsey Educational Publishers, 1998. 581p.

LABRUNA, M. B.; WHITWORTH, T.; HORTA, M. C.; BOUYER, D. H.; MACBRIDGE, J.; PINTER, A.; POPOV, V.; GENNARI, S. M.; WALKER, D. H. *Rickettsia* species infecting *Amblyomma cooperi* ticks from an area in the State of São Paulo, Brazil, where Brazilian spotted fever is endemic. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 42, n. 1, p. 90-98, 2004.

LEITE, J. F. **A Ocupação do pontal do paranapanema**. São Paulo: Hucitec, 1998. 202 p.

LEMO, E. R. S.; MACHADO, R. D.; PIRES, F. D. A.; MACHADO, S. L.; COSTA, L. M. C.; COURA, J. R. Rickettsiae-infected ticks in a endemic área of spotted fever em the Estate of Minas Gerais, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 92, n. 4, p. 477-481, 1997.

LOGIUDICE, K.; OSTFELD, R. S.; SCHMIDT, K. A.; KEESING, F. The ecology of infectious disease: Effects of host diversity and community composition on Lyme disease risk. **PNAS**, v. 100, n. 2, p. 567-571, 2003.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MENEGUETTE, A. A. C. **Atlas interativo do Pontal do Paranapanema: uma contribuição a educação ambiental**. 2001. CD-ROM. Tese (Livre-Docência em Cartografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Presidente Prudente, 2001

MENHINICK, E. F. A comparison of some species individuals diversity indices applied to samples of field insects. **Ecology**, v. 45, p. 859-861, 1964.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of ecology**. New York, J. Wiley, 1974. 547 p.

OLIVEIRA, P. R.; BORGES, L. M. F.; LOPES, C. M. L.; LEITE, R. C. Population dynamics of the free living stages of *Amblyomma cajennense* (Fabricius, 1787) (*Acari: Ixodidae*) on pastures of Pedro Leopoldo, Minas Gerais State, Brazil. **Veterinary Parasitology**, v. 92, p. 295-301, 2000.

OSTFELD, R. S.; KEESING, F.; SHAUBER, E. M.; SCHMIDT, K. A. Ecological context of lyme disease biodiversity, habitat fragmentation and risk of infection. In: AGUIRRE, A. A., , R. S.; TABOR, G. M.; HOUSE, C.; PEARL, M. C. **Conservation medicine: ecological health in practice**. New York: Oxford University Press, 2002, 407 p.

PACHECO, R. C. **Pesquisa de *Rickettsia* spp. em carrapatos *Amblyomma dubitatum* Neumann 1899 e *Amblyomma triste* Koch 1844, provenientes do Brasil e Uruguai, respectivamente** 2007. 51 f. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, São Paulo, 2007.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying hábitat edge. **Wildlife Society Bulletin**, v. 3, p. 171-173, 1975.

PATZ, J. A.; DASZAK, P.; TABOR, G. M.; AGUIRRE, A. A.; PEARL, M.; EPSTEIN, J.; WOLFE, N. D.; KILPATRICK, A. M.; FOUFOPOULOS, J.; MOLYNEUX, D.; BRADLEY, D. J. and members of the working group on land use change and disease emergence. Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 10, p. 1092-1098, 2004.

PIELOU, E. C. **An introduction to mathematical ecology**. Wiley, Nova Iorque, 1969.

PIGNATTI, M. G. Saúde e ambiente: as doenças emergentes no Brasil. **Ambiente e Sociedade**, v. 7, n. 1, p. 133-147, 2004.

PNUD. PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Tabelas de ranking do IDH-M**. 2000 Disponível em: <<http://www.pnud.org.br>>. Acesso em: 10 out. 2008.

PONÇANO, W. L.; CARNEIRO, C. D. R.; BISTRICHI, C. A.; ALMEIDA, F. F. M. de; PRADINI, F. L. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1998. v. 1.

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

RANDOLPH, S. E. Tick ecology: processes and patterns behind the epidemiological risk posed by ixodid ticks vector. **Parasitology**, v. 129, p. S37-S65, 2004.

RAOULT, D.; FOURNIER, P. E.; ABOUD, P.; CARON, F. First documented human *Rickettsia aeschlimannii* Infection. **Emerging Infectious Diseases**, v. 8, n. 7, p. 748-749, 2002.

RAOULT, D.; PADDOCK, C. D. *Rickettsia parkeri* infection and other spotted fevers in the United States. **The New England Journal of Medicine**, v. 353, n. 6, p. 626-627, 2005.

RAOULT, D.; ROUX, V. Rickettsioses as paradigms of new or emerging infectious diseases. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 10, n. 4, p. 694-719, 1997.

ROJAS, R.; MARINI, M. A.; COUTINHO, M. T. Z. Wild birds as hosts of *Amblyoma Cajennense* (Fabricius, 1787) (Acari:Ixodidae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 94, n. 3, p. 315-322, 1999.

SANGIONI, L. A.; HORTA, M. C.; VIANNA, M. C. B.; GENNARI, S. M.; SOARES, R. M.; GALVÃO, M. A. M.; SCHUMAKER, T. T. S.; FERREIRA, F.; VIDOTTO, O.; LABRUNA, M. B. Rickettsial infection in animals and Brazilian spotted fever endemicity. **Emerging Infectious Disease**, v. 11, n. 2, p. 265-270, 2005.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Governo do Estado De São Paulo. **Pontal do Paranapanema: zoneamento ecológico-econômico**. São Paulo: SMA, 1999.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W., 1949. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana. University of Illinois Press. 117p.

SUMILO, D.; ASOKLIENE L.; BORMANE A.; VASILENKO V, GOLOVLJOVA I, RANDOLPH, S. Climate change cannot explain the upsurge of tick-borne encephalitis in the baltics. **PloS ONE**, v. 2, n. 6, p. e500, 2007.

TABOR, G. M. Defining Conservation Medicine. In: AGUIRRE, A. A.; OSTFELD, R. S.; TABOR, G. M.; HOUSE, C.; PEARL, M. C. (Ed.). **Conservation medicine ecological health in practice**. New York: Oxford University Press, 2002. p. 08-16.

TAYLOR, L. H.; LATHAM, S. M.; WOOLHOUSE, M. E. Risk factors for human disease emergence. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 356, p. 983-989, 2001.

THRUSFIELD, M. **Veterinary epidemiology**. 2nd. ed. London: Blackwell Science, 1995, 483 p.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 193 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

WALTNER-TOEWS, D. An ecosystem approach to health and its applications to tropical and emerging diseases. **Caderno Saúde Pública**, v. 17, p. 7-36, 2001. Suplemento.

WANG, H.; NUTTALL, P. A. Immunoglobulin-binding proteins in ticks; new target for vaccine development against a blood-feeding parasite. **Cellular and Molecular Life Sciences**, v. 56, p. 286-295, 1999.

WOOD, D. O.; AZAD, A. F. Genetic manipulation of Rickettsiae: a preview. **Infection and Immunity**, v. 68, n. 11, p. 6091-6093, 2000.