

NEUCIR SZINWELSKI

**RIQUEZA DE ESPÉCIES GRILOS (ORTHOPTERA: GRYLLOIDEA) EM
FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA EM REGENERAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009**

NEUCIR SZINWELSKI

**RIQUEZAS DE ESPÉCIES DE GRILOS (ORTHOPTERA: GRYLLOIDEA) EM
FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA EM REGENERAÇÃO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Biologia Animal, para
obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 24 de Julho de 2009.

Prof. José Henrique Schoereder
(Co-Orientador)

Prof. Carlos Frankl Sperber
(Co-Orientador)

Dr. Edison Zefa

Dra. Carla Rodrigues Ribas

Prof. Cristiano Lopes Andrade
(Orientador)

Toda nossa ciência, comparada com a realidade,
é primitiva e infantil – e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos.

Albert Einstein

À minha mãe *Nilsa Szinwelski Cardias*, luz dos meus olhos,
e à minha noiva, *Izana Stamm Brol*, razão do meu sorriso,
dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida e por permitir que meus sonhos se realizem.

À Universidade Federal de Viçosa e ao programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pela oportunidade e excelente formação profissional.

À minha mãe Nilsa, exemplo de mulher e de mãe, pelo ombro amigo, carinho intenso, compreensão incalculável, acolhida nos momentos de alegria, mas principalmente nos momentos de dor. Obrigado também por passar noites em claro rezando por mim e para a realização dos meus sonhos... EU TE AMO.

Aos meus irmãos, especialmente o Laércio por me ajudar nas coletas e por me emprestar o carro diversas vezes para a realização de meus trabalhos.

À minha noiva Izana Stamm Brol. Você foi meu apoio e fortaleza nos momentos difíceis e uma doce brisa nas alegrias. Obrigado pela compreensão, afeto, carinho e amor. Obrigado por resgatar minha alegria de viver, pela ajuda nas coletas, pelas dicas e correções do texto e principalmente por me compreender e estar ao meu lado sempre. Obrigado pelos excelentes momentos vividos ao seu lado e pelos que, com certeza, viveremos. Watashi kimi o aishiteru!

Ao professor Edison Zefa, grande professor e amigo, a quem tenho profundo agradecimento por me ensinar ciência, mas principalmente por me ensinar a viver de maneira correta, sempre acreditando que vai ser possível. Obrigado por me apresentar os “grilos” da vida, pelo primeiro artigo científico e por estar sempre preocupado com minha formação pessoal e profissional.

À Carina Marciela Mews pela amizade, discussão de projetos e artigos, pela identificação dos grilos e publicações, e a Marco Aurélio Guerra Pimentel pela amizade, pelas “geladas” da semana e pela acolhida em sua casa. Vocês são grandes amigos, de poucas palavras e de muitos gestos. Também a Clara M. G. Pimentel por me ensinar todos os dias a paciência, a inocência e a simplicidade da vida.

Ao professor Carlos Frankl Sperber pelos ensinamentos e oportunidades e principalmente pela orientação e confiança depositada desde quando fui acolhido em seu laboratório. Obrigado pelo incentivo e preocupação constante com minha formação como profissional e pessoa. Valeu!

Ao Marcos Gonçalves Lhano, por toda ajuda nos projetos e na vida, e pela amizade mantida à distância. É sempre uma alegria falar contigo.

Obrigado Marcelo Ribeiro Pereira pela amizade e espírito científico. Valeu por dedicar seu tempo para discutirmos artigos que me ajudaram a passar na seleção para doutorado. Você ajudou demais.

Ao professor José Henrique Schoereder por me aceitar como orientado, pelas discussões do projeto, das análises estatísticas e pelos diversos conselhos e conversas. Além disso, por ser gremista e gaúcho.

Ao professor Cristiano Lopes Andrade, atual orientador, pelas críticas sempre construtivas, ajuda para a edição de fotos e por me ensinar a publicar com qualidade.

Aos professores Og de Souza, Flávia Maria, José Eduardo Serrão e Paulo Sérgio Fiúza pelas diversas dicas no projeto de pesquisa, artigos e pela minha formação profissional.

À Carla Rodrigues Ribas que sempre me ajudou com críticas construtivas. Obrigado pela amizade e carinho.

Aos funcionários do Parque Nacional do Iguaçu, especialmente à Marina Xavier da Silva pela ajuda na aprovação do projeto, discussões, sugestões e ajuda nas coletas. Obrigado especial ao Adaildo Politena, guia e companheiro de coleta.

Ao meus pais adotivos, Roberlei e Jamile Lauschner, pelo apoio e amizade sempre. Obrigado por todas as palavras de incentivo, pelas ligações, pelos conselhos e por não me deixarem esquecer-se de Deus, mesmo quando eu não queria mais saber Dele.

Aos colegas de laboratório pelo apoio e pelas diversas discussões científicas e também pelas não científicas. Um grande grupo começa com grandes pessoas e com o comprometimento e dedicação de cada um.

Aos amigos de Foz do Iguaçu, das farmácias e do CTG, que sempre me deram forças para a continuação dos meus projetos. Obrigado pelas “churrasquiadas” e por me acolherem no grupo de dança.

Ao Pedro Dias por participar diretamente do meu trabalho com grilos através de sugestões, discussões e explicações sobre o grupo, além da grande amizade. Você sabe bem o que está conquistando e você participa diretamente dela.

Ao Sebastião José de Oliveira por sua presteza e dedicação nos trabalhos de campo e por não medir esforços para conseguir material e transporte para nossas pesquisas.

À Adriane Cristina Guerino pela disposição em me ajudar sempre, conseguindo recursos para viagens, material de campo e pela orientação em projetos.

A todos que me ajudaram, ajudam e que torcem por mim, OBRIGADO.

“Agradeço imensamente sem esquecer o oportuno e benquisto gesto, o favor, o préstimo - a tábua de salvação me atirada. Não ousando discutir a qualidade da madeira daquela, gostaria, contudo, de não me sentir devedor de um barco inteiro quando me insinuam a lembrança”. **Luis Batarda G.**

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5
3. CAPÍTULO 1	9
3.1. RESUMO.....	10
3.2. ABSTRACT	11
3.3. INTRODUÇÃO	12
3.4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
3.4.1. Áreas de estudo.....	15
3.4.2. Amostragem de grilos.....	15
3.4.3. Identificação das espécies de grilos.....	15
3.4.4. Amostragem das variáveis explicativas.....	16
3.4.5. Análise dos dados	17
3.5. RESULTADOS	19
3.6. DISCUSSÃO	26
3.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
4. CONCLUSÃO GERAL	37

RESUMO

SZINWELSKI, Neucir, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julho de 2009. **Riqueza de espécies de grilos (Orthoptera: Grylloidea) em fragmentos de Mata Atlântica em regeneração.** Orientador: Cristiano Lopes Andrade. Coorientadores: Carlos Frankl Sperber e José Henrique Schoereder.

Com o aumento do tempo de regeneração florestal há um aumento na diversidade de recursos e alterações nas condições do ambiente, deixando o ambiente mais estável. Esses fatores, junto com a estrutura e complexidade do hábitat, processos históricos e geográficos, interações intraespecíficas e interespecíficas, entre outros, são essenciais para a determinação da biodiversidade. O desmatamento é um dos responsáveis pela eliminação de espécies, pois remove a oferta e diversidade de recursos e altera as condições, acentuando a competição entre os organismos. Entretanto, áreas exploradas durante certo tempo são abandonadas e inicia-se, naturalmente, um processo de regeneração. Com essa recuperação há o retorno de espécies vegetais e animais, conforme a capacidade de suporte do ambiente. Assim, áreas de florestas com diferentes idades de regeneração representam um gradiente de sucessão vegetal e animal. Os grilos devido a sua abundância e diversidade entre todos os estratos florestais, podem ser utilizados como organismos-resposta à fragmentação ambiental e a outros distúrbios ambientais. O objetivo desse trabalho foi avaliar a resposta da riqueza de espécies de grilos à regeneração florestal. Foi testado o pressuposto de que a riqueza de espécies de grilos aumenta com o tempo de regeneração florestal. Testamos hipóteses explicativas de que: i) a riqueza de espécies de grilos é influenciada pela idade de regeneração devido a um aumento na disponibilidade de recursos; ii) A riqueza de espécies de grilos é influenciada pela idade de regeneração devido a um aumento na amplitude das condições ambientais; iii) a riqueza de espécies de grilos é influenciada pela idade de regeneração devido à abundância de formigas predadoras. Os grilos foram coletados no município de Foz do Iguaçu – PR, em seis áreas com diferentes idades de regeneração, que foram estimadas como tendo idades variando de zero a 500 anos. Entre todas as áreas, foram amostrados 1408 indivíduos de 19 espécies. A riqueza de espécies de grilos acumulado por fragmento aumentou com a idade de regeneração florestal. A riqueza de espécies de grilos aumentou com a frequência de fungos na serrapilheira, porém a frequência de fungos não aumentou com ao tempo de regeneração. A riqueza de espécies de grilos não alterou-se com a profundidade da serrapilheira nem com a

frequência de frutos na serrapilheira, entretanto a frequência de frutos aumentou com o tempo de regeneração florestal. A riqueza de espécies de grilos aumentou com a porcentagem de cobertura de dossel e a cobertura de dossel foi maior quanto maior o tempo de regeneração. A diversidade *beta* aumentou com o tempo de regeneração. A riqueza de espécies diminuiu com o coeficiente de variação da serrapilheira. Portanto, nossos dados são relevantes para o entendimento dos processos ecológicos envolvidos na resposta da diversidade de grilos a um gradiente de sucessão ecológica. A riqueza de espécies de grilos está condicionada ao tempo de regeneração, a oferta e diversidade de recursos e a amplitude das condições ambientais. A frequência de frutos parece mais um indicador de umidade do que alimento para grilos, visto que esta condição é essencial para o desenvolvimento de fungos e para algumas espécies de grilos. O maior tamponamento efetuado pelo dossel quanto maior a idade de regeneração proporciona maior estabilidade de temperatura, umidade e luminosidade, condições que são necessárias para a sobrevivência de espécies de áreas primárias. Áreas mais antigas têm maior heterogeneidade de recursos. Estes são explorados por espécies com diferentes nichos, conforme evidenciado pelo aumento da diversidade beta. A maior abundância de formigas deveria representar menor riqueza de grilos devido a competição por recursos ou predação. Entretanto, verificou-se o contrário demonstrando que de alguma forma grilos e formigas respondem aos mesmos fatores, ou ainda, a competição é maior em ambientes menos heterogêneos e é anulada em ambientes mais heterogêneos. Porém o fator determinante da qualidade do ambiente parece ser a composição de espécies. Composição diferente entre diferentes idades de fragmentos com aproximadamente as mesmas áreas, deixa claro que o ambiente não suporta determinadas espécies. Neste caso, áreas que sofreram grandes processos de desmatamentos podem não recuperar as espécies de “final de sucessão”, pois estas podem estar extintas localmente.

ABSTRACT

SZINWELSKI, Neucir, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2009. **Richness of crickets species (Orthoptera: Grylloidea) in regeneration Atlantic forest fragments.** Advisor: Cristiano Lopes Andrade. Co-advisors: Carlos Frankl Sperber and José Henrique Schoereder.

With an increasing time of forest regeneration has an increase in diversity of resources and changes in environmental conditions, leaving the more stable environment. These factors, along with the structure and complexity of habitat, spatial and historical processes, interactions intraspecific and interspecific, among others, are essential for the determination of biodiversity. Deforestation is responsible for the elimination of species, it removes the supply and diversity of resources and conditions, increasing competition between agencies. However, areas explored are abandoned for some time and start up, of course, a process of regeneration. With this recovery is the return of plant and animal species, as the ability to support the environment. Thus, areas of forests with different ages of regeneration represent a gradient of plant and animal succession. The crickets due to its abundance and diversity among all strata forest, can be used as well-environmental response to fragmentation and other environmental disturbances. The aim of this study was to determine the species richness of crickets to regeneration forest. It tested the assumption that the species richness of crickets increases with time for forest regeneration. Test explanatory hypotheses that: i) the wealth of species of crickets is influenced by the age of regeneration due to an increase in the availability of resources, ii) the species richness of crickets is influenced by the age of regeneration due to an increase in the amplitude of environmental conditions, iii) the species richness of crickets is influenced by the age of regeneration due to the abundance of predatory ants. The crickets were collected at Foz do Iguaçu - PR, in six areas with different ages of regeneration, which were estimated to have ages ranging from zero to 500 years. Among all areas, were sampled in 1408 individuals of 19 species. The species richness of accumulated crickets per fragment increased with age of forest regeneration. The richness of species of crickets increased with the frequency of fungi in the litter, but the frequency of fungi did not increase with the time of regeneration. A species richness of crickets not changed with the depth of the litter or the frequency of fruits in the litter, however the frequency of fruit increased with time for forest regeneration. The richness of species of crickets increased with the

percentage of coverage of canopy and canopy cover was higher the greater the period of regeneration. The beta diversity increased with time of regeneration. The richness of species decreased as the coefficient of variation of litter. Therefore, our data are relevant for understanding the ecological processes involved in responding to the diversity of crickets a gradient of ecological succession. The richness of species of crickets is subject to the time of regeneration, the supply and diversity of resources and range of environmental conditions. The frequency of fruit seems more an indicator of moisture than food for crickets, as this condition is essential for the development of fungi and some species of crickets. The highest buffering done by the canopy the larger the age of regeneration provides greater stability to temperature, humidity and light, conditions that are necessary for the survival of species of primary areas. The oldest have greater heterogeneity of resources. These are exploited by species with different niches, as evidenced by the increase in beta diversity. The higher abundance of ants should represent less wealth of cricket due to competition for resources or predation. However, found the opposite in some way show that crickets and ants respond to the same factors, or the competition is greater in less heterogeneous environments and is canceled in more heterogeneous environments. But the determining factor of the environment seems to be composition of species. Composition differs between different ages of fragments with approximately the same areas, makes clear that the environment does not support certain species. In this case, areas that suffered major processes of deforestation may not recover the species of "end succession" because they may be extinct locally.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Sistemas ecológicos são complexos, devido às múltiplas interações existentes entre os organismos e o hábitat que os compõem (Storch & Gaston 2004). Vários estudos tentam entender os processos determinantes dos padrões de distribuição da biodiversidade encontrados nos ecossistemas terrestres, em diferentes escalas temporais e espaciais (Bell *et al.* 1991; Ricklefs & Schluter 1993; Godfray & Lawton 2001; Storch & Gaston 2004; Turner 2004). Processos como interações interespecíficas (Chensson 2000), quantidade de recursos (Price 1997), influência dos processos históricos e filogenéticos (Webb *et al.* 2002), e da estrutura do hábitat (Bell *et al.* 1991; Cornell & Lawton 1992) são importantes para a determinação da abundância e riqueza de espécies em uma comunidade.

Os sistemas tropicais, especialmente a Mata Atlântica, foram fortemente fragmentados, o que comprometeu a capacidade do ambiente de abrigar grande diversidade biológica (Chiarello 1999). Essa fragmentação, derivada de desmatamentos para atividades de extração vegetal e mineral, agricultura, pecuária e urbanização (Maack 1981; Rambaldi *et al.* 2003; Ruiz-Jaen & Aide 2005; Benhin 2006), tem levado a perdas significativas da riqueza de espécies e ao empobrecimento dos recursos gênicos (Myers *et al.* 2000) necessários para a manutenção das populações (Wilcox & Murphy 1985).

Essas áreas desmatadas, abandonadas após a utilização, passam por um processo de regeneração natural, resultando em formações de florestas secundárias (Guariguata & Ostertag 2001; Finegan 1996). Esse processo de regeneração pode não atingir uma cobertura vegetal igual à floresta original (Meireles *et al.* 2005; Gonçalves *et al.* 2005), mas pode alcançar semelhanças estruturais, climáticas e vegetacionais (Gama *et al.* 2002), possibilitando o incremento da fauna e da flora nessas áreas (Dunn 2004). Desse modo, florestas em diferentes estágios de regeneração devem representar um gradiente sucessional de abundância, riqueza e composição de espécies (Dunn 2004).

As comunidades biológicas de fragmentos florestais em início de regeneração são afetadas mais intensamente por perturbações como ventos, luminosidade, temperatura e umidade, do que em fragmentos mais antigos (Odum 1969; Begon *et al.* 2007). Nesse caso, espécies com limites de tolerância estreitos para a umidade e temperatura teriam, por exemplo, dificuldade de sobreviver. Fragmentos com longo

tempo de regeneração tendem a acumular espécies com limites de tolerância e necessidades de recursos mais próximos aos das espécies da floresta original (Begon *et al.* 2007).

A riqueza de espécies pode responder de forma diferente ao tempo de regeneração. Lawton *et al.* (1998) avaliaram a resposta da riqueza de oito grupos de animais (pássaros, borboletas, besouros voadores, besouros do dossel, formigas do dossel, formigas da serrapilheira, cupins e nematóides de solo) à intensidade de perturbação em seis áreas de floresta tropical. De uma forma geral, a riqueza de espécies diminuiu com o aumento da intensidade de perturbação, entretanto, alguns destes grupos de animais são insensíveis à perturbação, e outros apresentam riqueza máxima em áreas com níveis intermediários, ou até máximos, de perturbação.

Além da perturbação, o tamanho da área, sua continuidade e regeneração também influenciam a distribuição das espécies. Por exemplo, a riqueza de cupins de solo aumenta não apenas com o tempo de regeneração, mas simultaneamente com o tamanho e continuidade do fragmento florestal. Cupins de madeira, em contraste, não respondem a nenhuma destas variáveis (Souza & Brown 1994; Eggleton *et al.* 1995). A diversidade de besouros Scarabaeinae é proporcional ao tamanho do fragmento e inversamente proporcional à intensidade de perturbação (Klein 1989). A riqueza de abelhas Euglossinae aumenta com o tempo de regeneração. Logo, florestas mais estruturadas, portanto mais antigas, abrigam maior diversidade de abelhas. A abundância de abelhas, entretanto, é homogênea entre as florestas (Morato 1994). A riqueza de formigas de serrapilheira não é afetada pelo tempo de regeneração e estrutura do hábitat (primário, secundário e plantios de cacau), sugerindo que estes ambientes oferecem condições semelhantes à serrapilheira de hábitat nativo, sendo as áreas primárias necessárias apenas para recolonização de hábitats alterados (Belshaw & Bolton 1993).

As exigências dos organismos definem sua permanência e seu papel em um determinado ambiente. Nesse sentido, os insetos contribuem de forma significativa com a diversidade das florestas tropicais, pois atuam em processos como a polinização, dispersão e predação de sementes, herbivoria e detritivoria (Didham *et al.* 1996). Podem também ser utilizados como bioindicadores em estudos de perturbação ambiental (Rosenberg *et al.*, 1986), e capazes de indicar o impacto da formação de fragmentos florestais, pois são altamente influenciados pela heterogeneidade do hábitat (Thomazini & Thomazini 2000; Ribas *et al.* 2003).

Dentre os insetos, os grilos (Ensifera: Grylloidea), com alta diversidade nas regiões tropicais (Alexander 1968; Desutter 1990; Otte 1994), seriam úteis como bioindicadores, por responderem localmente a impactos e perturbações ambientais não prontamente identificáveis, como perturbação e compactação da serrapilheira (Sperber *et al.* 2007), e a presença de dióxido de enxofre (Hoffmann *et al.* 2002). A análise dessas respostas, sejam positivas ou negativas, permite tomada de decisões rápidas e acertadas a fim de controlar as mudanças no hábitat (Bustos & Ulloa-Chacón 1996-1997; Vasconcelos 1999).

Grilos em cativeiro são tidos como onívoros, alimentando-se de uma grande variedade de material orgânico, desde ração para cães, alface, afídeos (Walker & Masaki 1989), até carne (Gangwere 1961). No campo, muitos grilos são predominantemente herbívoros, completando sua dieta com tecido animal (Evans *et al.* 1965). Grilos de cavernas, no entanto, alimentam-se de frutos, fezes bovinas, guano, pequenos artrópodos, larvas de coleópteros (Hubbell & Norton 1978).

Com relação às mudanças nas condições ambientais, os grilos têm limites de tolerância restritos (McCluney & Date 2008), de tal forma que ambientes em condições menos propícias prejudicam a sobrevivência de muitas espécies. Dessa forma, os mecanismos importantes para a manutenção dos insetos e os efeitos destes no restante da comunidade são aspectos fundamentais a serem considerados em estudos de ecologia (Basset *et al.* 2003).

Pouco se sabe sobre o efeito do tempo de regeneração florestal sobre a riqueza e composição de espécies de grilos, apesar da sua abundância e diversidade (Alexander 1968, Desutter-Grandcolas 1992). Mesmo que a fauna de grilos seja afetada pela umidade (McCluney & Date 2008) e perturbação do hábitat (Hoffmann *et al.* 2002; Sperber *et al.* 2007), é difícil prever que a riqueza de grilos seja afetada pela idade de regeneração do hábitat, uma vez que existem muitas espécies com plasticidade fenotípica e que sobrevivem em ambientes inóspitos.

Este estudo contribui para ampliar o conhecimento sobre os processos ecológicos que controlam a fauna de grilos, avaliando como os grilos respondem à sucessão de hábitat florestal e quais são os fatores importantes para a sua permanência no hábitat. Esta compreensão permite extrapolações de como será a resposta de grilos e de outros insetos com características bionômicas análogas à fragmentação de hábitats. Além disto, ajuda a entender a história da fragmentação na região, fornecendo informações úteis para restauração de ambientes degradados.

Neste trabalho, testamos o pressuposto de que a riqueza de espécies de grilos aumenta com o tempo de regeneração florestal. Como hipóteses explicativas tínhamos que a riqueza de espécies de grilos é afetada positivamente por:

- i) aumento na disponibilidade de recursos alimentares (fungos e frutos)
- ii) aumento da disponibilidade de abrigo (profundidade da serrapilheira)
- iii) aumento da heterogeneidade de recursos (coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira)
- iv) aumento na melhoria das condições de umidade (cobertura de dossel)

e negativamente por:

- i) aumento da predação ou competição (abundância de formigas)

Além disso, testamos a hipótese de que a diversidade beta aumenta com o tempo de regeneração florestal.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander, R.D. (1968). Life cycle origins, speciation, and related phenomena in crickets. *The Quarterly Review of Biology*, 43, 1-41.
- Begon, M., Townsend, C.R., & Harper, J.L. (2007). *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas*. (4ª Edição ed.). Porto Alegre: Artmed Editora S/A.
- Bell, S.S., McCoy, E.D., & Mushinsky, H.R. (1991). *Habitat structure - The physical arrangement of objects in space*. London: Chapman & Hall.
- Benhin, J.K.A. (2006). Agriculture and deforestation in the tropics: A critical theoretical and empirical review. *Ambio*, 35, 9-16.
- Bustos, J.H., & Ulloa-Chacón, P. (1996-1997). Mirmecofauna y perturbación en un bosque de neblina neotropical (Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 44, 259-266.
- Chensson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 343-366.
- Cornell, H.V., & Lawton, J.H. (1992). Species interactions, local and regional process, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61, 1-12.
- Desutter-Grandcolas, L. (1992). Etude phylogénétique, biogéographique et écologique des Grylloidea Neotropicaux (Insecta, Orthoptera). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 117, 82-86.
- Dias, M.C., Vieira, A.O.S., Nakajima, J.N., Pimenta, J.A., & Lobo, P.C. (1998). Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. *Revista Brasileira de Botânica*, 21, 183-195.
- Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E., & Davis, A.J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 255-260.
- Dunn, R.R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18, 302-309.
- Eggleton, P., Bignell, D.E., Sands, W.A., Waite, B., Wood, T.G., & Lawton, J.H. (1995). The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, Southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 85-98.

- Finegan, B. (1996). Pattern and process in Neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *TREE*, 11, 119-124.
- Gama, J.R.V., Botelho, S.A., & Bentes-Gama, M.M. (2002). Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. *Revista Árvore*, 26, 559-566.
- Godfray, H.C.J., & Lawton, J.H. (2001). Scale and species number. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 400-4004.
- Gonçalves, R.M.G., Giannotti, E., Giannotti, J.D.G., & Silva, A.A. (2005). Aplicação de modelo de revegetação em áreas degradadas, visando à restauração ecológica da microbacia do córrego da fazenda Itaquí, no município de Santa Gertrudes, SP. *Revista do Instituto Florestal*, 17, 73-95.
- Guariguata, M.R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology*, 148, 185-206.
- Hoffmann, B.D., Lowe, L.M., & Griffiths, A.D. (2002). Reduction in cricket (Orthoptera: Ensifera) populations along a gradient of sulphur dioxide from mining emissions in northern Australia. *Australian Journal of Entomology*, 41, 182-186.
- IBAMA. (1999). *Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu*. Brasília - DF: MMA.
- IBGE. (2004). Mapas de Biomas do Brasil. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Murais/. Acessado em dezembro de 2008.
- Klein, B.C. (1989). Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology*, 70, 1715-1725.
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., & Watt, A.D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391, 72-76.
- Loehle, C. (1987). Hypothesis testing in ecology: psychological aspects and the importance of theory maturation. *Ecology*, 62, 397-409.
- Maack, V. (1981). *Geografia física do Estado do Paraná*. Rio de Janeiro: Livraria José Olympio.
- Meireles, C., Gonçalves, P., Rego, F., & Silveira, S. (2005). Estudo da regeneração natural das espécies arbóreas autóctones na Reserva Natural da Serra da Malcata. *Silva Lusitana*, 13, 217-231.

- Morato, E.F. (1994). Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 10, 95-105.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da-Fonseca, G.A.B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, 262-270.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., & McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology Earth System Science*, 11, 1633-1644.
- Price, P.W. (1997). *Insect ecology*. New York: John Wiley & Sons.
- Rambaldi, D.M., & Oliveira, D.A.S. (2003). *Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília - DF: MMA/SBF.
- Ribas, C.R., Schoereder, J.H., Pic, M., & Soares, S.M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28, 305-314.
- Ricklefs, R.E., & Schluter, D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. In: R.E. Ricklefs, & D. Schluter (Eds.), *Species diversity in ecological communities* (pp. 350-363). Chicago - USA: University of Chicago Press.
- Rizzini, C.T. (1997). *Tratado de fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. (2 ed.). Rio de Janeiro: Âmbito Cultural.
- Rosenberg, D.M., Danks, H.V., & Lehmkühl, D.M. (1986). Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 10, 773-783.
- Ruiz-Jaen, M.C., & Aide, T.M. (2005). Restoration success: How is the being measured? *Restoration Ecology*, 13, 569-577.
- Souza, O.F.F., & Brown, V.K. (1994). Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 197-206.
- Sperber, C.F., Soares, L.G.S., & Pereira, M.R. (2007). Litter disturbance and trap spatial positioning affects number of captured individuals and genera of crickets (Orthoptera: Grylloidea). *Journal of Orthoptera Research*, 16, 1-7.
- Sperber, C.F., Vieira, G.H., & Mendes, M.H. (2003). Aprimoramento da Amostragem de Grilos de Serapilheira (Orthoptera: Gryllidae) por Armadilha. *Neotropical Entomology*, 32, 733-735.

- Storch, D., & Gaston, K.J. (2004). Untangling ecological complexity on different scales of spaces and time. *Basic and Applied Ecology*, 5, 389-400.
- Thomazini, M.J., & Thomazini, A.P.B.W. (2000). *A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas*. Rio Branco - Acre: Embrapa Acre. Documentos, 57.
- Turner, J.R.G. (2004). Explaining the global diversity gradient: energy, area, history and natural selection. *Basic and Applied Ecology*, 5, 435-448.
- Vasconcelos, H.L. (1999). Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 8, 409-420.
- Veloso, H.P., Rangel, A.L.R., Filho, A., & Lima, J.C.A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A., & Donoghue, M.J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 475-505.
- Wilcox, B.A., & Murphy, D.D. (1985). Conservation strategy: The effects of the fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, 125, 879-887.

3. CAPÍTULO 1

RESPOSTAS DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DE GRILOS (ORTHOPTERA: GRYLLOIDEA) AO TEMPO DE REGENERAÇÃO FLORESTAL

Neucir Szinwelski¹, Carlos Frankl Sperber³, Carina Marciela Mews², José Henrique Schoereder³

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil. e-mail: neucirufv@gmail.com

²Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil. e-mail: carinamews@gmail.com

³Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil. e-mail: sperberufv@gmail.com, jschoere@ufv.br

Artigo a ser submetido à revista “Basic and Applied Ecology”.

3.1. RESUMO

Analisamos a relação entre a riqueza de espécies de grilos e o tempo de regeneração florestal de oito fragmentos com tempo de regeneração diferentes, levando em conta a quantidade de recursos, amplitude de condições e a heterogeneidade ambiental. Os grilos foram coletados em armadilhas do tipo *pitfall* sem isca. Foram obtidas as idades de regeneração de cada fragmento, a frequência de fungos e frutos na serrapilheira, a profundidade e o coeficiente de variação da serrapilheira, a cobertura de dossel e a abundância de formigas. Estas variáveis explicativas foram correlacionadas com nossa variável resposta, a riqueza de espécie de grilos. Analisamos também se as variáveis explicativas se relacionam com o tempo de regeneração. A riqueza de espécies de grilos aumentou com o tempo de regeneração do fragmento, aumentou com a frequência de fungos na serrapilheira, com a porcentagem de cobertura de dossel e com a abundância de formigas. A diversidade beta de grilos aumentou com a idade de regeneração do fragmento. Entretanto, esta não foi explicada pelo coeficiente de variação da serrapilheira (medida de heterogeneidade), uma vez que riqueza de espécies de grilos diminuiu. Nossos dados evidenciam que muitas espécies de grilos são dependentes do hábitat, e que a fragmentação de áreas pode diminuir consideravelmente a riqueza desses organismos, ou até extingui-los localmente. Além disso, a composição de espécies pode ser o principal fator a ser avaliado quando se quer saber a “qualidade” de regeneração de uma área.

PALAVRAS-CHAVE: Grilos, riqueza de espécies, sucessão ecológica, fragmentação, habitat.

3.2. ABSTRACT

This work examined the relationship between crickets species richness and the time of regeneration of eight fragments with different ages, taking into account the quantity and quality of resources and environmental conditions and heterogeneity. The crickets were collected using *pitfall* trap without bait. Were obtained the regeneration age of each fragment, the fungi and fruit frequency in the litter, the depth and coefficient of variation of litter, the canopy cover and abundance of ants. These explanatory variables were related to our response variable, crickets species richness. We also look if the explanatory variables relate to the time of regeneration in order to substantiate our results and explanations. There was positive relationship between cricket's species richness and age of the fragment. The cricket's richness also responded positively to the frequency of fungi in the litter, the percentage of canopy cover and abundance of ants. There was a positive response of beta diversity and the age of the fragment. However, this was not explained by the coefficient of variation of litter (measure of heterogeneity), since the response was negative. Our data show that many species of crickets are habitat dependent, and the fragmentation of these areas can reduce significantly the cricket's richness, or even abolish them locally.

KEYWORDS: Cricket, species richness, ecology succession, fragmentation, habitat.

3.3. INTRODUÇÃO

A fauna tropical é extremamente rica em espécies nos diversos *taxa* (Janzen 1981; Wolda & Chandler 1996), e essa riqueza pode ser determinada por diversos fatores em diferentes escalas espaciais (Ricklefs & Schluter 1993; Godfray & Lawton 2001; Storch & Gaston 2004). Mecanismos como interações interespecíficas (Chensson 2000), quantidade de recursos (Price 1997), heterogeneidade (Bell *et al.* 1991) e complexidade de hábitat (Cornell & Lawton 1992), além da influência de fatores históricos (Webb *et al.* 2002), são importantes para a determinação da riqueza e abundância de espécies de uma comunidade (Ricklefs & Schluter 1993). Entretanto, esses mecanismos podem não ter a mesma importância em escalas espaciais distintas (Ricklefs & Schluter 1993; Tilman & Pacala 1993; Roland & Taylor 1997).

Em um fragmento ou ilha, os mecanismos mais influentes na adição e manutenção da riqueza de espécie são o tamanho da área e sua heterogeneidade (Triants *et al.* 2003), além dos processos históricos relacionados a distúrbios, clima, geomorfologia e relações entre os táxons (Ricklefs & Schluter 1993). Em escalas menores, os principais mecanismos são as defesas químicas das plantas (Coley & Barone 1996), pressão exercida por predadores generalistas (Hunt 2003), heterogeneidade espacial, escassez e imprevisibilidade de recursos (Strong 1984; Basset 1991; Basset *et al.* 2001; Novotny *et al.* 2003; Ribeiro 2003; Espirito-Santo *et al.* 2004; Fagundes *et al.* 2005; Stiling & Moon 2005; Begon *et al.* 2007). Para insetos herbívoros, por exemplo, árvores adultas que produzem mais folhas jovens, sustentam uma fauna mais rica em espécies do que árvores jovens (Barrios 2003).

Áreas florestais em diferentes idades de regeneração constituem um gradiente sucessional de abundância e riqueza de espécies de insetos (Dunn 2004), pelo aumento da influência de fatores determinantes, tais como alimento, abrigo, heterogeneidade e cobertura de dossel. A sucessão representa um incremento de “informação” no ecossistema, passando de ecossistemas mais simples para mais complexos, com um maior número de níveis tróficos e maior diversidade de espécies (Margalef 1968). Ao longo do tempo, o processo de sucessão converge para um sistema com máxima biomassa e diversidade. Entretanto, não há um limite final de sucessão, e mesmo florestas primárias apresentam diversos estágios sucessionais (Begon *et al.* 2007).

Assim, é preciso analisar os mecanismos da fragmentação ambiental e de redução das florestas nativas (Maack 1981; Ruiz-Jaen & Aide 2005; Benhin 2006), para

entender a dinâmica sucessional das paisagens, pois todo esse processo têm levado a perdas significativas de riqueza e composição de espécies e ao empobrecimento dos recursos gênicos (Myers *et al.* 2000) necessário para a manutenção das populações (Wilcox & Murphy 1985).

Os insetos são importantes pelo seu papel no funcionamento dos ecossistemas naturais, e pela sua contribuição com a diversidade das florestas, atuando em processos importantes como a polinização, predação de sementes, herbivoria e detritivoria (Didham *et al.* 1996). Também são ferramentas em estudos de ecologia dos ecossistemas naturais como bioindicadores de perturbação ambiental (Rosenberg *et al.* 1986), pois são altamente influenciados pelas mudanças do hábitat (Thomazini & Thomazini 2000; Ribas *et al.* 2003).

Dentre os insetos, os grilos (Ensifera: Grylloidea) são importantes ecologicamente como fonte de alimento para outros animais, e como bioindicadores, especialmente porque respondem de forma localizada a impactos (Hoffmann *et al.* 2002) e a perturbações ambientais (Sperber *et al.* 2007). Através dessas respostas é possível identificar locais impactados de forma precisa, pois a riqueza de espécies pode apresentar uma resposta positiva ao incremento da disponibilidade e heterogeneidade de recursos, complexidade estrutural, heterogeneidade espacial e mudança de condições (Bustos & Ulloa-Chacón 1996-1997; Vasconcelos 1999).

A maioria das espécies de grilos é onívora, (Gangwere 1961; Walker & Masaki 1989), com poucas espécies exclusivamente herbívoras (Evans *et al.* 1965) e carnívoras (Hubbell & Norton 1978). Esta condição poderia permitir a sobrevivência desses organismos em diversos ambientes. Entretanto, diversas espécies têm limites de tolerância restritos (McCluney & Date 2008), de tal forma que ambientes com condições menos propícias, como, por exemplo, menor umidade prejudicaria a sobrevivência de espécies higrófilas. Dessa forma, os mecanismos importantes para a manutenção dos insetos e os efeitos destes na comunidade, são aspectos fundamentais a serem considerados em estudos de ecologia (Basset *et al.* 2003).

Neste trabalho, testamos o pressuposto de que a riqueza de espécies de grilos aumenta com o tempo de regeneração florestal.

Como hipóteses explicativas tínhamos que a riqueza de espécies de grilos é afetada positivamente por:

- v) aumento na disponibilidade de recursos alimentares (fungos e frutos)
- vi) aumento da disponibilidade de abrigo (profundidade da serrapilheira)

vii) aumento da heterogeneidade de recursos (coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira)

viii) aumento na melhoria das condições de umidade (cobertura de dossel)

e negativamente por:

ii) aumento da predação ou competição (abundância de formigas)

Além disso, testamos a hipótese de que a diversidade beta aumenta com o tempo de regeneração florestal.

3.4. MATERIAIS E MÉTODOS

3.4.1. Áreas de estudo

Este trabalho foi realizado no município de Foz do Iguaçu, PR (25° 32' 52"S, 54° 35' 16"W). O clima da região é subtropical úmido mesotérmico (Peel *et al.* 2007), com predominância de floresta Atlântica Semidecidual em transição com Ombrófila Mista (Rizzini 1997; Dias *et al.* 1998), pertencente ao domínio da Mata Atlântica.

Foram amostradas, entre os meses de outubro e dezembro de 2008, seis áreas em diferentes idades sucessionais, sendo cinco áreas (0 a 70 anos), distintas e distantes entre si, e uma área (150 e 500 anos), contínua e correspondente ao Parque Nacional do Iguaçu. A idade de 500 anos foi amostrada duas vezes, sendo a primeira em área com predominância de palmito (*Euterpe edulis*) e a segunda em área de transição de floresta Semidecídua com Ombrófila Mista. A informação sobre as idades das áreas foi obtida junto a seus proprietários e com utilização de dados e mapas disponíveis no Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu (IBAMA 1999).

3.4.2. Amostragem de grilos

Em cada área, um transecto de 100 metros, distante 100 metros da borda, foi dividido em 10 partes de 10 metros cada. Em cada parte foi colocado cinco armadilhas, dispostas em linha e distantes 1 metro entre si, totalizando 50 armadilhas por área.

Foram utilizadas armadilhas de queda (*pitfall*) de plástico com 15 cm de diâmetro e 18 cm de profundidade, com solução de álcool (75%), formol (5%) e algumas gotas de detergente para quebrar a tensão superficial (Sperber *et al.* 2003). As armadilhas foram enterradas no solo e permaneceram na área de coleta por 48 horas. Posteriormente, o material foi armazenado em frascos com solução de álcool a 80%.

3.4.3. Identificação das espécies de grilos

Utilizou-se nesse trabalho como referencial taxonômico a lista das espécies válidas, incluindo sinônimos e assuntos correlacionados (Eades & Otte 2009). Os grilos adultos foram identificados a partir da genitália do macho, fêmeas foram identificadas através da papila copulatória, ninfas foram identificadas com o auxílio de chaves taxonômicas e de trabalhos de revisão e descrições de famílias, tribos, gêneros e espécies (Desutter 1990; DeMello & Reis 1994; Desutter-Grandcolas 2003; Mews & Sperber 2008a, b).

O material está depositado na “Coleção de Orthoptera do Laboratório de Orthopterologia, afiliado ao Museu Regional de Entomologia da Universidade Federal de Viçosa (UFVB).

3.4.4. Amostragem das variáveis explicativas

Recursos

A serrapilheira pode fornecer recurso alimentar para grilos, como folhas recém caídas, flores, fungos, frutos (Gangwere 1961) e também representar abrigo e espaço livre de inimigos. Assim, estimamos recursos através de:

i) coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira. Estimado a partir das medidas da profundidade da serrapilheira onde foi colocada cada armadilha. Uma maior variação desse coeficiente deveria ter maior diversidade de espécies de grilos, uma vez que ambientes diferentes podem ser explorados por espécies com nichos diferentes.

ii) profundidade da serrapilheira. Valor retirado a partir da superfície da serrapilheira e o solo. Uma maior profundidade poderia fornecer mais abrigo contra predadores. Assim, locais com serrapilheira mais profunda deveriam ter mais espécies de grilos.

iii) frequência de fungos na serrapilheira. Valor estimado através da presença de micélios ou corpo de frutificação de fungos na serrapilheira removida para a colocação das armadilhas. Fungos pode ser alimento para grilos. Dessa forma, locais com maior frequência de fungos teriam mais recursos e mais espécies de grilos.

iv) frequência de frutos na serrapilheira. Estimamos a frequência de frutos através da presença de fruto na serrapilheira, no local onde foram colocadas as armadilhas. Da mesma forma que para fungos, frutos constituem alimento e locais com maior frequência teriam mais recursos e, portanto, mais espécies de grilos.

Condições

A cobertura vegetal de dossel diminui a incidência solar e propicia um aumento da umidade relativa nesse micro-ambiente (McCluney & Date 2008).

Assim, estimamos condições através de:

i) porcentagem de cobertura de dossel. Dados da cobertura de dossel das áreas estudadas foram obtidos através de fotografia digital, com a câmera posicionada a um metro da superfície do solo e com a ocular voltada para cima. Através das

fotografias e com auxílio do software Gap Light Analyzer (GLA) (Frazer *et al.* 1999), obtivemos a proporção da cobertura de dossel para cada ponto amostral. A média dos 10 pontos constitui nossa estimativa.

ii) frequência de fungos na serrapilheira. Uma vez que a cobertura de dossel é uma das responsáveis pela manutenção de um microclima mais estável, e a cobertura de dossel aumenta com a idade do fragmento, esperamos que a frequência de fungos fosse maior em áreas mais antigas, já que fungos necessitam de umidade para sobreviver.

Predadores ou competidores

A distribuição das espécies de formigas dentro das comunidades é influenciada pela distribuição dos recursos a serem explorados, bem como pelas estratégias utilizadas por esses organismos para a sua obtenção (Fowler *et al.* 1991). Dessa maneira a coexistência de diferentes espécies em um mesmo habitat, depende da amplitude ecológica de cada uma dentro da comunidade. Embora nem todas as espécies de formigas sejam predadoras, é possível que estas pudessem competir por recursos com os grilos. Assim, quanto maior a abundância de formigas mais predadores e competidores haveria, levando a diminuição de espécies de grilos.

3.4.5. Análise dos dados

Os dados foram analisados em três escalas diferentes, por armadilha (seis áreas com oito transectos x 10 conjuntos x cinco armadilhas = 400 observações); por conjunto (seis áreas com oito transectos x 10 conjuntos = 80 observações); e por área (seis áreas com oito transectos = oito observações).

Para as escalas de armadilha e conjunto, ajustamos modelos lineares mistos, tendo área, transecto e conjunto como efeitos aleatórios, com distribuição de erros Poisson ou binomial. Na escala de área foi adotado o modelo linear generalizado, com distribuição de erros Poisson e binomial (Crawley 2007). Foi usado o software R 2.8 (R 2008).

Para testar o pressuposto de que a diversidade aumenta com o tempo de regeneração florestal fizemos análise de regressão não-linear, com riqueza de espécies de grilos como variável resposta, e tempo de regeneração como variável explicativa. O tempo de regeneração foi estimado pelas diferentes, adotando-se o Parque Nacional do Iguaçu, áreas primárias, como exemplo de floresta em final de estágio sucessional.

Para testar a hipótese de que a riqueza de espécies de grilos aumenta com o grau de sucessão devido a um aumento na disponibilidade de recursos, foram feitas regressões do número de espécies de grilos em função do coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira e da frequência de fungos e frutos na serrapilheira.

Para testar a hipótese de que a riqueza de espécies de grilos aumenta com o tempo de regeneração devido a uma alteração nas condições, foi feita regressão do número de espécies em função da cobertura de dossel.

Para testar a hipótese de que a riqueza de espécies de grilos é influenciada pela abundância de formigas devido à predação ou competição, fo feita regressão do número de espécies de grilos em função da abundância de formigas.

3.5. RESULTADOS

Coletamos 1408 indivíduos, pertencentes a cinco famílias e 19 espécies. A família mais representativa foi Phalangopsidae (12 espécies e 1195 indivíduos), seguida por Trigonidiidae (duas espécies e 113 indivíduos), Eneopteridae (duas espécies, 10 indivíduos), Gryllidae (duas espécies e 85 indivíduos) e Mogoplistidae com apenas uma espécie e 5 indivíduos (Tabela 1).

A espécie mais abundante e a menos abundante foram da família Phalangopsidae (Gênero 1 sp. 1 com 61,07% e *Eidmanacris bidentata* com 0,07%), respectivamente. A maior riqueza de espécies de grilos foi encontrada nas áreas primárias com 12 espécies na área com predominância de araucárias (*Araucaria angustifolia*), 11 espécies na área com predominância de palmito (*Euterpe edulis*), e 11 espécies na área de 150 anos contínua as áreas primárias, ambas no Parque Nacional do Iguaçu. A menor diversidade foi observada no fragmento mais recente (0 anos), com apenas três espécies.

A espécie *Miogryllus* sp. 1 foi encontrada somente nos fragmentos mais recentes (0 e 6 anos), enquanto que *Eneoptera surinamensis* ocorreu somente no fragmento de 15 anos. *Endecous* sp. 1. foi encontrada somente nas três áreas mais antigas, enquanto que o Gênero 4 sp. 1 foi amostrado somente na área de 70 anos. Os demais gêneros ocorreram em todos os fragmentos florestais.

A riqueza de espécies de grilos aumentou com o tempo de regeneração do fragmento florestal ($M^{\#} = 4,418$; $p = 0,035$), (Figura 1).

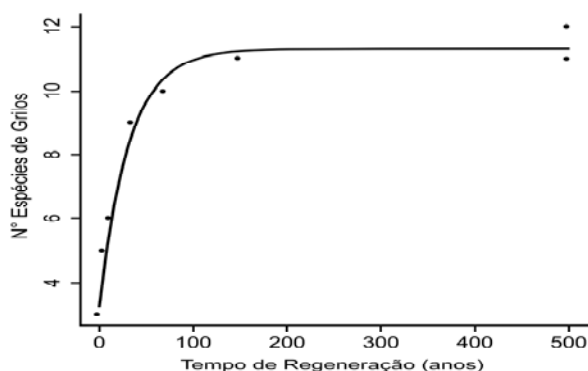


Figura 1. Relação da riqueza de espécies de grilos com o tempo de regeneração florestal. Regressão não-linear ($Y = a-b.e^{-c.x} = (11-7)\exp^{0.112*x}$), $p = 0,035$.

Tabela 1. Famílias e espécies de grilos coletados, com respectivas abundâncias parciais e totais e ocorrências nos fragmentos (500¹ – área com predominância de *Araucaria angustifolia*; 500² – área com predominância de *Euterpe edulis*).

TÁXONS	ÁREAS								TOTAL
	0	6	15	35	70	150	500 ¹	500 ²	
GRYLLOIDEA									
Eneopteridae									
<i>Eneoptera surinamensis</i>	-	-	5	-	-	-	-	-	5
<i>Tafalisca</i> sp. 1	-	-	-	2	1	-	1	1	5
Gryllidae									
<i>Gryllus assimilis</i>	49	-	-	-	15	-	-	-	64
<i>Miogryllus</i> sp. 1	5	16	-	-	-	-	-	-	21
Phalangopsidae									
<i>Adelosgryllus rubricephalus</i>	-	-	2	2	1	1	1	1	8
<i>Aracamby</i> sp. 1	-	-	-	3	-	8	10	21	42
<i>Aracamby</i> sp. 2	-	-	-	-	-	14	17	23	54
<i>Eidmanacris bidentata</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Endecous</i> sp. 1	-	-	-	-	-	1	1	1	3
<i>Laranda</i> sp. 1	-	10	6	27	10	12	4	2	71
<i>Lerneca</i> sp. 1	6	45	10	-	23	-	-	-	84
Gênero 1 sp. 1	-	85	23	34	207	127	194	195	865
Gênero 2 sp. 1	-	-	-	-	-	1	1	1	3
Gênero 2 sp. 2	-	-	-	-	-	3	1	1	5
Gênero 2 sp. 3	-	-	-	-	-	1	2	2	5
<i>Vanzoliniella sambophila</i>	-	9	14	23	8	-	-	-	54
Trigonidiidae									
<i>Phoremia</i> sp. 1	-	-	-	85	5	5	10	6	111
Gênero 4 sp. 1	-	-	-	-	2	-	-	-	2
MOGOPLISTOIDEA									
Mogoplistidae									
Gênero 5 sp. 1	-	-	-	1	1	2	1	-	5
TOTAL Indivíduos	60	165	60	178	273	175	243	254	1408

houve relação entre o coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira e o tempo de regeneração ($M^{\text{reg}} = 0,149$; $p = 0,699$)

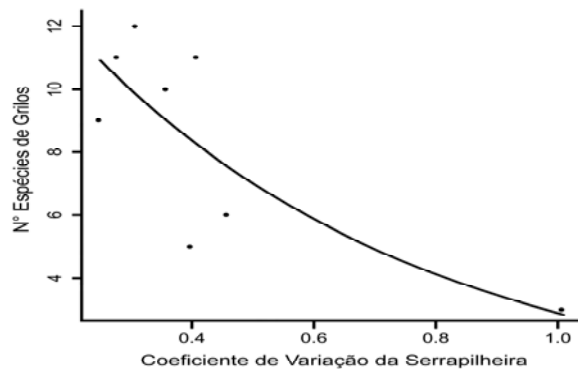


Figura 4. Relação da riqueza de espécies de grilos com o coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira. (Coeficiente Variação = Variância/Média). Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(2,8315+-1,7680*x))$, $p = 0,011$.

A riqueza de espécies de grilos aumentou com a maior porcentagem de cobertura de dossel ($M^{\text{reg}} = 6,437$; $p = 0,011$), (Figura 5), mas cobertura de dossel não aumentou com o tempo de regeneração ($F_{1,7} = 1,828$; $p = 0,225$). Entretanto, optamos por retirar da análise o fragmento florestal mais novo (0 anos) pois este representava um *outlier* no modelo completo, e a significância se manteve. A riqueza de espécies de grilos aumentou com a porcentagem de cobertura de dossel ($M^{\text{reg}} = 4,268$; $p = 0,038$) (Figura 6), da mesma forma que a cobertura de dossel aumentou com o tempo de regeneração florestal ($F_{1,6} = 34,867$; $p = 0,001$) (Figura 7).

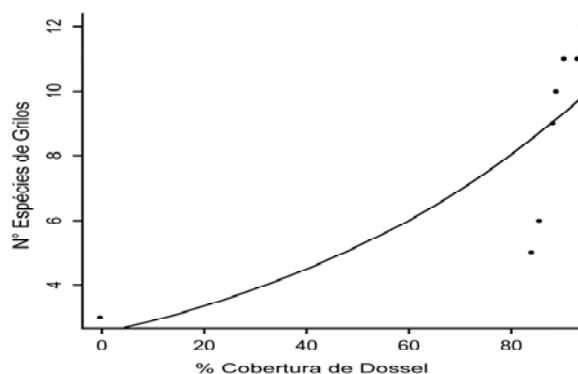


Figura 5. Relação da riqueza de espécies de grilos com a porcentagem da cobertura de dossel (modelo completo). Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(0,915426+0,014589*x))$, $p = 0,011$.

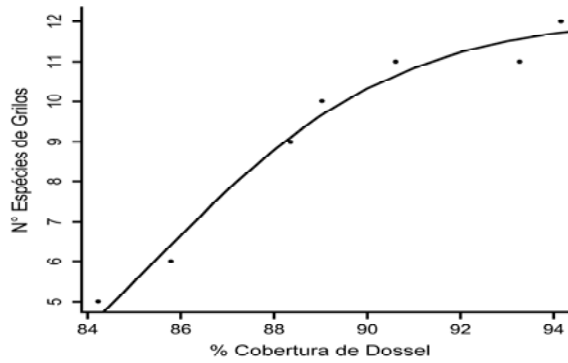


Figura 6. Relação da riqueza de espécies de grilos com a porcentagem da cobertura de dossel (sem idade 0 anos). Regressão linear, $(\exp(-4,73467+0,07734*x))$, $p = 0,038$.

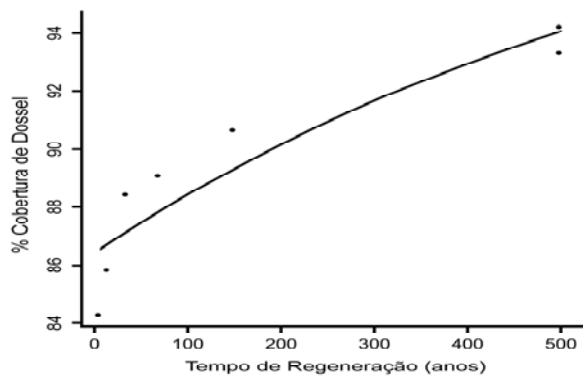


Figura 7. Relação da porcentagem da cobertura de dossel com o tempo de regeneração. Regressão linear, $Y = (100*(a+b*x))/(1+(\exp(a+b*x))) = (100*(\exp(1,8510876 + 0,0018209*x)))/(1+(\exp(1,8510876+0,0018209*x)))$, $p = 0,001$.

A riqueza de espécies de grilos aumentou com a abundância de formigas ($M_p = 4,533$; $p = 0,033$), ou seja, quanto mais formigas mais espécies de grilos foram encontradas (Figura 8).

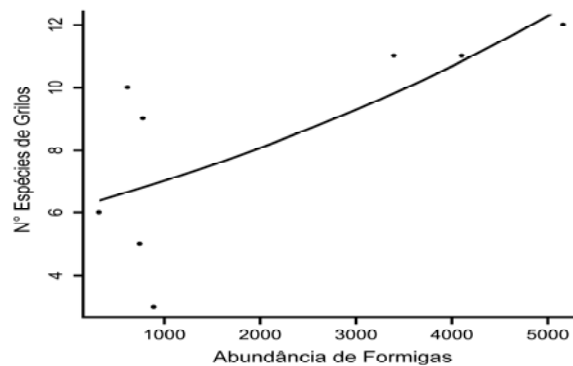


Figura 8. Relação da riqueza de espécies de grilos com a abundância de formigas. Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(1,809e+00+1,399e-04*x))$, $p = 0,033$.

A abundância de formigas aumentou com o tempo de regeneração florestal ($F_{1,7} = 16,968$; $p < 0,01$), (Figura 9), com a porcentagem de cobertura de dossel ($F_{1,6} = 26,398$; $p = 0,003$), (Figura 10), e com a frequência de frutos na serrapilheira ($F_{1,7} = 11,234$; $p = 0,015$), (Figura 11). A abundância de formigas não aumentou com a frequência de fungos na serrapilheira ($F_{1,7} = 0,327$; $p = 0,587$), com a profundidade e o coeficiente de variação da profundidade da serrapilheira ($F_{1,7} = 0,394$; $p = 0,5533$).

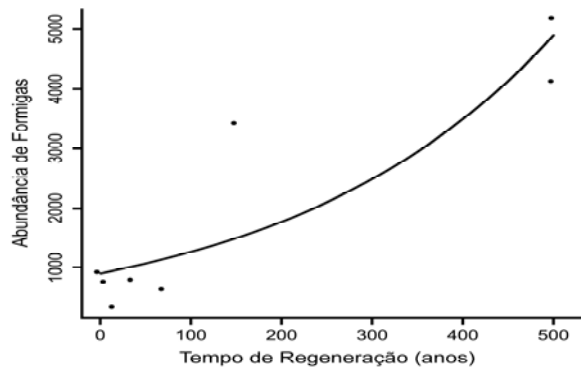


Figura 9. Relação da abundância de formigas com o tempo de regeneração florestal. Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(6,803082+0,003384*x))$, $p < 0,01$.

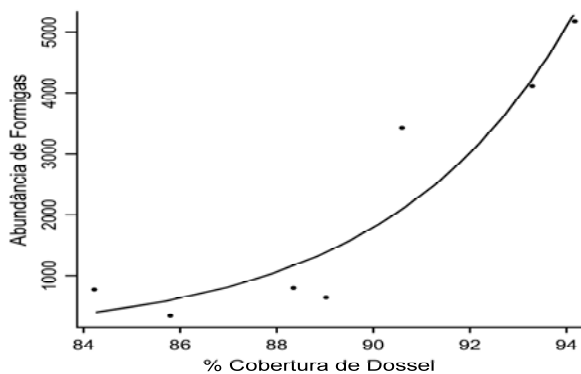


Figura 10. Relação da abundância de formigas com a porcentagem de cobertura de dossel. Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(-16,04999+0,26152*x))$, $p = 0,036$.

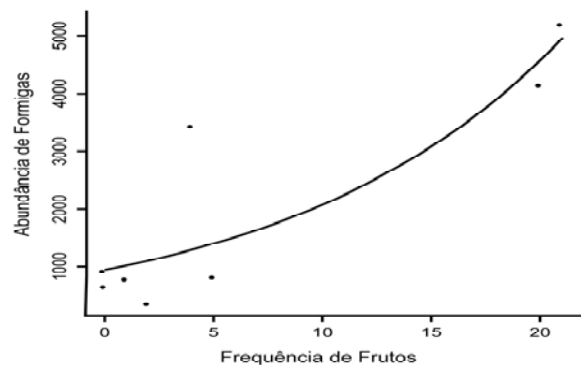


Figura 11. Relação da abundância de formigas com a frequência de frutos na serrapilheira. Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(6,84712+0,07898*x))$, $p = 0,015$.

Para avaliar se a frequência de fungos e a cobertura de dossel atuam independentemente sobre a riqueza de grilos, testamos a hipótese *a posteriori* de que a frequência de fungos aumenta com a cobertura de dossel. Entretanto, não encontramos correlação entre essas duas variáveis ($F_{1,6} = 0,022$; $p = 0,945$).

A diversidade beta de grilos aumentou com o tempo de regeneração florestal ($F_{1,6} = 10,926$; $p = 0,016$), (Figura 12). O fator associado à diversidade beta é a heterogeneidade ambiental. Em ambientes mais heterogêneos, espécies com tolerâncias diferentes podem gerar padrões diferentes de distribuição espacial (Nekola & White 1999).

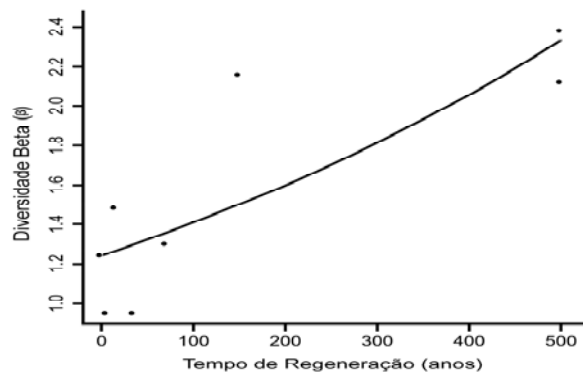


Figura 12. Relação da diversidade beta (β) com o tempo de regeneração florestal. Regressão linear, $Y = \exp(a+b*x) = (\exp(0,2162546+0,0012629*x))$, $p = 0,015$.

3.6. DISCUSSÃO

Apesar de pertencerem ao mesmo tipo de formação florestal, os fragmentos analisados apresentam heterogeneidade na distribuição da riqueza e composição de espécies de grilos. Tal fato pode indicar a influência de efeitos da forma, grau de regeneração, área, microclima e composição florística particulares de cada fragmento sobre a distribuição e riqueza das espécies (Laurance *et al.* 2002).

A maior riqueza de espécies nas áreas mais antigas pode estar associada a um efeito de área e a fatores históricos, além do tempo de regeneração florestal. Uma área maior pode representar maior quantidade e qualidade de recursos alimentares, sustentando, assim, maiores populações por espécie (Amedegnato 1997; DeSouza *et al.* 2001). A influência de fatores históricos e geográficos pode ter propiciado a distribuição desigual das espécies. Visto que a área de 150 anos é contínua a área primária, ela pode ter sido ocupada pelas espécies da área nativa, e ainda ter contribuído com espécies para essa última área. Já com o aumento do tempo de regeneração, há um acúmulo gradual de características favoráveis (heterogeneidade de recursos, tamponamento, umidade, temperatura) ao abrigo de um maior número de espécies e de indivíduos (Gonçalves & Louzada 2005).

O formato assintótico da resposta da riqueza de espécies de grilos ao tempo de regeneração (Figura 1) sugere que há influência da sucessão até cerca de 100 anos, e a partir daí não há alteração na riqueza de espécies de grilos. Isto pode decorrer da capacidade de suporte do ambiente. Ou seja, ambientes com tempo de regeneração recente abrigam poucas espécies porque não oferecem recursos e condições suficientes ou adequadas. Por outro lado, ambientes primários tem oferta e heterogeneidade de recursos e amplitude de condições, porém a haveria maior competição entre os organismos. O papel do mosaico sucessional pode contribuir para o aumento da riqueza de espécies. Ou seja, em área nativa há espécies de início e final de sucessão, enquanto que em áreas recentes há somente espécies de início de sucessão.

O aumento da riqueza de espécies de grilos com o tempo de regeneração pode ocorrer devido a um aumento da concentração de recurso alimentar, como fungos (Figura 2) e frutos (Figura 3). No entanto, a riqueza de espécies grilos não aumentou com a frequência de frutos, embora já tenha sido observado que grilos se alimentam de frutos (Sperber obs. pessoal). Esperávamos que, caso a disponibilidade de recursos explicasse a riqueza de espécies de grilos pelo tempo de regeneração florestal, então

deveria haver uma correlação entre a riqueza de espécies de grilos com a frequência de frutos, e não houve. Isso significa que ou não é disponibilidade de recursos que afeta a riqueza de espécies de grilos, ou frutos são apenas complemento alimentar. Porém, a frequência de fungos parece ser um fator limitante.

Por outro lado, fungos e frutos podem servir como recursos alimentares para diversos organismos, como formigas (Holdobler & Wilson 1990), e estas podem competir ou preda os grilos. Embora essa competição e/ou predação pudesse limitar a abundância e conseqüentemente a riqueza de espécies (Gonçalves & Louzada 2005), a relação observada foi inversa, ou seja, encontramos mais espécies de grilos onde há maior abundância de formigas (Figura 8). A maior abundância de formigas pode aumentar o deslocamento de grilos (fuga) e isso pode ter afetado a amostragem. Também pode estar ocorrendo competição por recurso alimentar uma vez que a abundância de formigas foi maior quanto maior o tempo de regeneração (Figura 9), onde havia maior frequência de frutos (Figura 11), e cobertura de dossel (Figura 10). Já a riqueza de espécies de grilos não respondeu à frequência de frutos.

A riqueza de espécies de grilos também pode ser afetada pela amplitude de condições que o hábitat possui. Características importantes como umidade, tamponamento, temperatura e perturbação influenciam diretamente as espécies de grilos (Hoffmann *et al.* 2002; Sperber *et al.* 2007), e outros grupos de organismos, tais como anfíbios, mamíferos, aves e plantas (Laurance *et al.* 2002). Os resultados mostrados pelas figuras 5 e 6 corroboram esta observação. Dessa forma, florestas mais antigas têm vários estratos (verticais e horizontais), favorecendo maior cobertura de dossel (Begon *et al.* 2007). Este, por sua vez, contribui para a manutenção de um microclima mais estável (Begon *et al.* 2007; McCluney & Date 2008), o que para muitas espécies de grilos é um fator limitante.

A amplitude de condições de um hábitat está diretamente ligada à qualidade do mesmo. Um parâmetro que nos permite avaliar a qualidade do hábitat é a extensão da área do fragmento que sofre efeito de borda. Considerando que este efeito atua em uma faixa de 100 metros (Ting & Shaolin 2008), o Parque Nacional do Iguaçu é o único que possui uma parcela significativa (>60%) da sua área interna protegida do efeito de borda. De forma contrastante, as áreas em estágio sucessional inicial podem estar sujeitas aos mesmos fatores que compõe o efeito de borda. Sendo assim, é possível supor que além do tempo de regeneração do fragmento, o efeito de borda pode contribuir para a menor riqueza de espécies encontrada nos estágios iniciais.

Outro parâmetro da qualidade do hábitat pode ser obtido através da heterogeneidade ambiental. Em ambientes heterogêneos, espécies com diferentes amplitudes de tolerância tendem a ter diferentes padrões de distribuição espacial (Veech *et al.* 2002). O aumento da heterogeneidade ambiental cria condições favoráveis para o estabelecimento de novas espécies, resultando no aumento da diversidade, que pode ser verificada através dos índices de diversidade beta (Moreno & Halffter 2001; Balvanera *et al.* 2002). O aumento da diversidade beta de grilos em relação ao tempo de regeneração corrobora tal explicação (Figura 12).

Medimos também a heterogeneidade ambiental através do coeficiente de variação da serrapilheira. Esperávamos que quanto maior a variação, maior a possibilidade desta, como recurso, ser ocupada por diferentes espécies. Entretanto, a relação entre a riqueza de espécies de grilos e o coeficiente de variação foi negativa (Figura 4). Isto significa que para grilos não importa a profundidade, mas a constância dessa condição. Ir muito fundo na serrapilheira implica abrir caminho, devido à maior compactação, e também estar sujeito a diversos organismos (patógenos, decompositores, etc.) presentes nesta (Garwood 1989). Assim, a serrapilheira constitui abrigo para os grilos, não importando sua profundidade, mas sim a qualidade e eficiência desse abrigo. Uma vez que a porcentagem de cobertura de dossel aumenta com o tempo de regeneração (Figura 7), há uma maior produção de folhas e conseqüentemente, maior perda destas (Sterck & Bongers 2001). Portanto, folhas caídas podem constituir melhor abrigo para grilos, do que propriamente a profundidade do abrigo existente.

Diferentemente do que o proposto para formigas e aves (Dunn 2004), a fauna de grilos parece requerer pelo menos 100 anos de regeneração para alcançar semelhanças à floresta original. O hábitat precisa ser mais estável e oferecer diversidade de recursos e maior amplitude de condições. Isto será alcançado com a maior heterogeneidade ambiental, característica que se revela essencial para a manutenção e adição de espécies de grilos. É possível que fatores históricos possam ser os responsáveis pela determinação das características encontradas nos fragmentos amostrados, mas nossos dados sugerem que não. Tal afirmação pode ser baseada no fato de que há substituição das espécies ao longo do gradiente sucessional. Juntamente com a sucessão ocorre a adição de todos os fatores aqui discutidos, favorecendo a colonização do ambiente por novas espécies.

Nossos dados sugerem que a composição de espécies constitui o fator de maior importância a ser avaliado quando se quer saber quão regenerada ou conservada é uma área florestal. Isto porque, mesmo que o hábitat seja semelhante à floresta nativa, as espécies podem não serem as mesmas, indicando extinção local. Estudos realizados na Zona da Mata Mineira (Rezende obs. pessoal) confirmam nossa justificativa, uma vez que as espécies que habitam áreas em estágios iniciais e finais de sucessão são as mesmas. Isto indica que as espécies de final de sucessão foram perdidas pela fragmentação.

3.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander R.D. (1968). Life cycle origins, speciation, and related phenomena in crickets. *The Quarterly Review of Biology*, 43, 1-41.
- Amedegnato C. (1997). Diversity of an Amazonian canopy grasshopper community in relation to resource partitioning and phylogeny. In: *Canopy Arthropods* (eds. Stork NE, Adis J & Didham RK). Chapman & Hall London - United Kingdom, pp. 281-319.
- Balvanera P., Lott E., Segura G., Siebe C. & Islas A. (2002). Patterns of beta diversity in a Mexican tropical dry forest. *J. Veg. Sci*, 13, 145-158.
- Barrios H. (2003). Insect herbivores feeding on conspecific seedlings and trees. In: *Arthropods of tropical forest: Spatio-Temporal dynamics and resource use in the canopy* (eds. Basset Y, Novotny V, Miller S & Kitching R). Cambridge University Press Cambridge - United Kingdom, pp. 282-290.
- Basset Y. (1991). The seasonality of arboreal arthropods foraging within an Australian rain-forest tree. *Ecological Entomology*, 16, 265-278.
- Basset Y., Aberlenc H.P., Barrios H., Curletti G., Béranger J.M., Vesco J.P., Causse P., Haug A., Hennion A.S., Lesobre L., Marques F. & O'Meara R. (2001). Stratification and diel activity of arthropods in lowland rainforest in Gabon. *Journal of the Linnean Society*, 72, 585-607.
- Basset Y., Novotny V., Miller S.E. & Kitching R.L. (2003). *Arthropods of tropical forests spatio-temporal dynamics and resource in the canopy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2007). *Ecologia: De indivíduos a ecossistemas*. 4a Edição edn. Artmed Editora S/A, Porto Alegre.
- Bell S.S., McCoy E.D. & Mushinsky H.R. (1991). *Habitat structure - The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London.
- Benhin J.K.A. (2006). Agriculture and deforestation in the tropics: A critical theoretical and empirical review. *Ambio*, 35, 9-16.
- Bustos J.H. & Ulloa-Chacón P. (1996-1997). Mirmecofauna y perturbación en un bosque de neblina neotropical (Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 44, 259-266.
- Chensson P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of ecology and systematics*, 31, 343-366.

- Coley P.D. & Barone J.A. (1996). Herbivory and plant defense in tropical forest. *Annual review of ecology and systematics*, 27, 305-335.
- Cornell H.V. & Lawton J.H. (1992). Species interactions, local and regional process, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61, 1-12.
- Crawley M.J. (2007). *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd, England.
- DeMello F.A.G. & Reis J.C. (1994). Substrate drumming and wing stridulation performed during courtship by a new Brazilian cricket (Orthoptera: Grylloidea: Phalangopsidae). *Journal of Orthoptera Research*, 2, 21-24.
- DeSouza O., Shoereder J.H., Brown V. & Bierregaard R.O. (2001). A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. In: *Lessons from Amazônia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University, pp. 13-21.
- Desutter-Grandcolas L. (2003). Phylogeny and the evolution of acoustic communication in extant Ensifera (Insecta, Orthoptera). *Zool Scripta*, 32, 525-561.
- Desutter L. (1990). *Etude phylogénétique, biogéographique et écologique des Grylloidea néotropicaux (Insectes, Orthoptères)*. Université Paris-Sud, Centre d'Orsay.
- Dias M.C., Vieira A.O.S., Nakajima J.N., Pimenta J.A. & Lobo P.C. (1998). Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. *Revista Brasileira de Botânica*, 21, 183-195.
- Didham R.K., Ghazoul J., Stork N.E. & Davis A.J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 255-260.
- Dunn R.R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18, 302-309.
- Eades D.C. & Otte D. (2009). Orthoptera species file online (version 2.0/3.5). In: <<http://osf2.orthoptera.org/HomePage.aspx>>.
- Espirito-Santo M.M., Faria M.L. & Fernandes G.W. (2004). Parasitoid attack and its consequences to the development of the galling psyllid *Baccharopelma dracunculifoliae*. *Basic and Applied Ecology*, 5, 475-484.
- Evans E.M., Bass M., Smith L.A. & Grimes H.W. (1965). Pygmy crickets - guilty of damaging white clover. *Auburn Univ. Agr. Exp. Sta. Highlights Agr. Res*, 12, 7.

- Fagundes M., Neves F.S. & Fernandes G.W. (2005). Direct and indirect interactions involving ants, insects herbivores, parasitoids, and the host plant *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae). *Ecological Entomology*, 30, 28-35.
- Fowler H.G., Forti L.C., Brandão C.R.F. & Delabie J.H.C. (1991). Ecologia nutricional de formigas. In: *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas* (eds. Panizzi AR & Parra JRP). Manole São Paulo, pp. 131 - 223.
- Frazer G.W., Canham C.D. & Lertzman K.P. (1999). *Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user manual and program documentation*. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook - New York.
- Gangwere S.K. (1961). A monograph on food selection in Orthoptera. *Transactions of the American Entomological Society*, 87, 67-230.
- Garwood N.C. (1989). Tropical soil seed banks: a review. In: *Ecology of soil seed banks* (eds. Leck MA, Parker VT & Simpson RL). Academic Press San Diego, pp. 149-209.
- Godfray H.C.J. & Lawton J.H. (2001). Scale and species number. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 400-4004.
- Gonçalves T.T. & Louzada J.N.C. (2005). Estratificação vertical de coleópteros carpófilos (Insecta: Coleoptera) em fragmentos florestais do sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Ecologia Austral*, 15, 101-110.
- Hoffmann B.D., Lowe L.M. & Griffiths A.D. (2002). Reduction in cricket (Orthoptera: Ensifera) populations along a gradient of sulphur dioxide from mining emissions in northern Australia. *Australian Journal of Entomology*, 41, 182-186.
- Holdobler B. & Wilson E.O. (1990). *The Ants*. Belknap Press of the Harvard University, Cambridge.
- Hubbell T.H. & Norton R.M. (1978). The systematics and biology of the cave-cricket of the North American tribe Hadenocini (Orthoptera Saltatoria: Ensifera: Rhaphidophoridae: Dolichlporinae). *Misc. Publ. Mus. Zool*, 156, 1-124.
- Hunt J.H. (2003). Cryptic herbivores of the rainforest canopy. *Science*, 300, 916-917.
- IBAMA (1999). *Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu*. MMA, Brasília - DF.
- Janzen D.H. (1981). The peak in North American Ichneumonid species richness lies between 38° and 42° N. *Ecology*, 62, 532-537.

- Laurance W.F., E. L.T., Vasconcelos H.L., Bruna E.M., Didham R.K., Stouffer P.C., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurence S.G. & Sampaio E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16, 605-618.
- Maack V. (1981). *Geografia física do Estado do Paraná*. Livraria José Olympio, Rio de Janeiro.
- Margalef R. (1968). *Perspectives in ecological theory*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois - USA.
- McCluney K.E. & Date R.C. (2008). The effects of hydration on growth of the house cricket, *Acheta domesticus*. *Journal of Insect Science*, 8, 1-9.
- Mews C.M. & Sperber C.F. (2008a). A new species of *Endecous* Saussure, 1878 and redescription of *Endecous cavernicolus* Costa-Lima, 1940 (Orthoptera: Grylloidea: Phalangopsidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 43, 159-167.
- Mews C.M. & Sperber C.F. (2008b). Two new species of *Phalangopsis* Serville, 1831 (Orthoptera: Grylloidea: Phalangopsidae) from Brazilian Amazon forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 80, 647-655.
- Moreno C.E. & Halffter G. (2001). Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10, 367-382.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da-Fonseca G.A.B. & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Nekola J.C. & White P.S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26, 867-878.
- Novotny V., Basset Y. & Kitching R. (2003). Herbivore assemblages and their food resources. In: *Arthropods of tropical forests: Spatio-Temporal dynamics and resource use in the canopy* (eds. Basset Y, Novotny V, Miller S & Kitching R). Cambridge University Press Cambridge - United Kingdom, pp. 40-53.
- Odum E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, 262-270.
- Otte D. (1994). *Orthoptera species file*. 1. Crickets (Grylloidea). Orthopterists's Society and the ANSP, Philadelphia - Pennsylvania.
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology Earth System Science*, 11, 1633-1644.

- Price P.W. (1997). *Insect ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- R Program. (2008). *R: A language and environment for statistical computing*. In. R Foundation for Statistical Computing Vienna - Austria.
- Ribas C.R., Schoereder J.H., Pic M. & Soares S.M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28, 305-314.
- Ribeiro S.P. (2003). Insect herbivores in the canopies of savannas and rainforest. In: *Arthropods of tropical forest: Spatio-Temporal dynamics and resource use in the canopy* (eds. Basset Y, Novotny V, Miller S & Kitching R). Cambridge University Press Cambridge - United Kingdom.
- Ricklefs R.E. & Schluter D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. In: *Species diversity in ecological communities* (eds. Ricklefs RE & Schluter D). University of Chicago Press Chicago - USA, pp. 350-363.
- Rizzini C.T. (1997). *Tratado de fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. 2 edn. Âmbito Cultural, Rio de Janeiro.
- Roland J. & Taylor P.D. (1997). Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Nature*, 386, 710-713.
- Rosenberg D.M., Danks H.V. & Lehmkuhl D.M. (1986). Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 10, 773-783.
- Ruiz-Jaen M.C. & Aide T.M. (2005). Restoration success: How is the being measured? *Restoration Ecology*, 13, 569-577.
- Sperber C.F., Soares L.G.S. & Pereira M.R. (2007). Litter disturbance and trap spatial positioning affects number of captured individuals and genera of crickets (Orthoptera: Grylloidea). *Journal of Orthoptera Research*, 16, 1-7.
- Sperber C.F., Vieira G.H. & Mendes M.H. (2003). Aprimoramento da Amostragem de grilos de Serapilheira (Orthoptera: Gryllidae) por Armadilha. *Neotropical Entomology*, 32, 733-735.
- Sterck F.J. & Bongers F. (2001). Crown development in tropical rain forest trees: patterns with tree height and light availability. *Journal of Ecology*, 89, 1-13.
- Stiling P. & Moon D.C. (2005). Quality or quantity: the direct and indirect effects of host plants on herbivores and their natural enemies. *Oecologia*, 142, 413-420.
- Storch D. & Gaston K.J. (2004). Untangling ecological complexity on different scales of spaces and time. *Basic and Applied Ecology*, 5, 389-400.

- Strong D.R. (1984). *Insects on plants: community patterns and mechanisms*. Harvard University Press, Cambridge - United Kingdom.
- Thomazini M.J. & Thomazini A.P.B.W. (2000). *A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas*. Embrapa Acre. Documentos, 57, Rio Branco - Acre.
- Tilman D. & Pacala S. (1993). The maintenance of species richness in plant communities. Species diversity in ecological communities. In: *Historical and geographical perspectives* (eds. Ricklefs RE & Schluter D). University of Chicago Press Chicago - USA, pp. 13-25.
- Ting Z. & Shaolin P. (2008). Spatial scale types and measurement of edge effects in ecology. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 3322-3333.
- Triants K.A., Mylonas M., Lika K. & Valdinoyannis K. (2003). A model for the species-area-habitat relationship. *Journal of Biogeography*, 30, 19-27.
- Vasconcelos H.L. (1999). Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 8, 409-420.
- Veech J.A., Summerville K.S., Crist T.O. & Gering J.C. (2002). The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea. *Oikos*, 99, 3-9.
- Walker T.J. & Masaki S. (1989). Natural history. In: *Cricket behaviour and Neurobiology* (eds. Huber F, Moore TE & Loher W). Cornell University Ithaca, p. 42.
- Webb C.O., Ackerly D.D., McPeck M.A. & Donoghue M.J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 475-505.
- Wilcox B.A. & Murphy D.D. (1985). Conservation strategy: the effects of the fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, 125, 879-887.
- Wolda H. & Chandler D. (1996). Diversity and seasonality of Tropical Pselaphidae and Anthicidae (Coleoptera). *Proceeding of the Konink Nederlandsche Akademie Wetensch*, C, 99, 313-333.

4. CONCLUSÃO GERAL

Os resultados deste estudo indicam que a riqueza de grilos está positivamente relacionada ao tempo de regeneração da floresta. Isto porque ao longo de um gradiente sucessional ocorre o incremento de diversas características físico-químicas (luz, umidade, temperatura) e biológicas (quantidade e heterogeneidade de recursos). Isto permite o estabelecimento de novas espécies (seletivas) em detrimento das generalistas.

A relação da riqueza de espécies de grilos com a frequência de fungos pode se dar por duas razões. A primeira é que os fungos presentes na serrapilheira (hifas e micélios) constituem uma fonte extra de alimento para os grilos. Análise do conteúdo estomacal dos grilos pode ajudar a esclarecer esta hipótese. A segunda, e talvez mais provável, é que a frequência de fungos é um indicador de umidade. Embora nossos dados não tenham evidenciado relação, esta possibilidade não pode ser descartada, uma vez que trabalhos anteriores encontraram fortes relações desses dois parâmetros.

A frequência de frutos na serrapilheira não nos ajudou a explicar a variação da riqueza de espécies de grilos. Entretanto a resposta positiva em relação à idade do fragmento nos permite avaliar melhor a sucessão. Com o aumento da sucessão há um aumento na diversidade de espécies de plantas, o que favorece um aumento na oferta e heterogeneidade de recurso. Como não foi mensurado quais, entre os frutos encontrados, constituem alimento para grilos, essa relação pode estar encoberta por este fator. Análise do conteúdo estomacal ajudaria a esclarecer tal dúvida.

A resposta de grilos à cobertura de dossel é um forte indício de que menores variações ou variações previsíveis são fatores determinantes da riqueza de grilos. Como maior cobertura de dossel oferece maior tamponamento da área, isto ajuda a manter condições como umidade, luminosidade e temperatura mais estáveis na floresta. Isto favorece o fato de se ter encontrado mais fungos em áreas mais antigas (Szinwelski obs. pess.), uma vez que fungos necessitam, dentre outros fatores, de umidade para sobreviver.

A diversidade beta de grilos aumentou com a idade do fragmento. Como citado acima, todos os fatores incrementados ao hábitat podem ter contribuído para isso. Entretanto, esperávamos que este fator se correlacionasse com o coeficiente de variação na serrapilheira, pois uma maior variação teria mais “ambientes”, o que favoreceria o estabelecimento de espécies diferentes. A relação encontrada foi negativa. Isso pode ser

um indício de que o importante para grilos é a qualidade do abrigo, fácil e eficaz, e não a profundidade deste.

Esperávamos que houvesse menos grilos em locais onde houvesse maior abundância de formigas. Primeiro pelo fato de que alguns grupos de formigas podem ser constituídos por espécies predadoras e, em segundo, pelo fato de competirem diretamente por recurso. Porém, encontramos mais grilos onde há maior abundância de formigas. Assim, concluímos que grilos e formigas respondem aos mesmos fatores, como recursos, condições e heterogeneidade ambiental.

Este trabalho ajuda na compreensão dos processos de fragmentação da região, fortalecendo a compreensão da atuação desses processos sobre a fauna de grilos. Embora haja uma recuperação das espécies de grilos ao longo da sucessão ecológica, este processo apresentou-se longo (100 anos) para atingir semelhanças à estrutura de comunidade de grilos em mata nativa. Então, torna-se necessário a preservação de fragmentos florestais, pois estes podem ser fontes ou receptores de espécies, conforme aumenta a capacidade de suporte do ambiente.